

Utveckling av påverkansanalysmodell miljögifter

Schablonhalter för utsläpp från diffusa
källor samt utveckling av mark- och
sedimentmodul till
påverkansanalysmodellen

För Vattenmyndigheten

Heléne Ejhed, Anna Palm Cousins, Hanna Andersson, Petra Wallberg, Katarina Hansson
B2125
September 2013

Rapporten godkänd:
2013-09-18

John Munthe
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Utveckling av påverkansanalysmodell miljögifter Schablonhalter för utsläpp från diffusa källor samt utveckling av mark- och sedimentmodul till påverkansanalysmodellen
Telefonnr 08-598 563 46	Anslagsgivare för projektet Havs- och Vattenmyndigheten (HaV)
Rapportförfattare Heléne Ejhed, Anna Palm Cousins, Hanna Andersson, Petra Wallberg, Katarina Hansson	
Rapporttitel och undertitel Utveckling av påverkansanalysmodell miljögifter Schablonhalter för utsläpp från diffusa källor samt utveckling av mark- och sedimentmodul till påverkansanalysmodellen	
Sammanfattning <p>Vattenmyndigheterna, har tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) och Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), under år 2012 och 2013 genomfört ett projekt för att ta fram en gemensam modell för miljögifters påverkan på olika vattenförekomster. Projektet har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV).</p> <p>I denna rapport redovisas underlag till de schablonhalter och till de moduler i modellen, som IVL har bidragit med i detta projekt. Schablonhalter och metoder för beräkning av belastning av metaller har tagits fram inom projekt genomförda av SMED (Svenska MiljöEmissionsData) inom ett flertal rapporter, som denna rapport hänvisar till. Fokus i detta projekt låg på schablonhalter för organiska ämnen och metoder för beräkning av belastning och retention av organiska ämnen eftersom de inte sammanställts på liknande sätt i Sverige tidigare.</p> <p>Denna rapport ska läsas i egenskap av bilaga till levererade halter i utsläpp och belastning på vatten, samt moduler för beräkning av retention av organiska miljögifter och metaller i mark och vatten till påverkansanalysmodellen för miljögifter. Prioriteten i detta projekt låg för IVL:s del på att leverera data och modeller, inte på att leverera en utredande rapport om källor och spridning av miljögifter. Det innebär att rapporten innehåller sammanställningar av aktuella underlagsdata från tillgängliga rapporter, vetenskaplig litteratur och tillgängliga databaser, så långt som möjligt inom projektets ramar för resurser och tid, utan att hävda att fullständig beskrivning av källor och utsläppshalter ingår i denna rapport. I rapporten påtalas stora brister i mätdata och kunskap om utsläpp, vilket bidrar till att påverkansanalysen kan innehålla stora mörkertal i utsläppsmängder. Uppdateringar och förbättringar av kunskap om källor och halter i utsläpp samt belastning på vatten, bör ske genom att tidvis göra nya sammanställningar av tillgänglig information och framförallt genom lokala mätningar för att ge mindre osäker påverkansanalys i vattenförekomsterna.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Schablonhalter, organiska ämnen, metaller, retention, modell, påverkan, vatten	

Bibliografiska uppgifter

IVL Rapport B2125

Rapporten beställs via

Hemsida: www.ivl.se, e-post: publicationservice@ivl.se, fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Sammanfattning	4
1 Introduktion och bakgrund.....	5
2 Schablonhalter för utsläpp från diffusa källor	7
2.1 Diffusa källor	8
2.1.1 Icke urban markanvändning.....	8
2.1.2 Urban mark, dagvatten.....	10
2.1.3 Enskilda avlopp.....	11
2.1.4 Lakvatten från deponier.....	11
2.1.5 Bräddning av avloppsvatten på ledningsnätet	11
2.1.6 Atmosfärisk deposition	12
2.2 Organiska ämnen.....	15
2.2.1 Bensen	15
2.2.2 DEHP.....	15
2.2.3 Diflufenikan	16
2.2.4 Diklofenak.....	16
2.2.5 Dioxin.....	17
2.2.6 Fluoranten.....	18
2.2.7 Hexabromcyklododekan HBCDD.....	18
2.2.8 Hexaklorbensen HCB	18
2.2.9 Isoproturon.....	18
2.2.10 Nonylfenol/nonylfenoletoxylat	19
2.2.11 PFOS	20
2.3 Metaller	21
2.3.1 Kadmium Cd	22
2.3.2 Koppar Cu	22
2.3.3 Kvicksilver Hg.....	22
2.3.4 Nickel Ni.....	23
2.3.5 Bly Pb.....	23
2.3.6 Zink Zn	23
3 Moduler för beräkning av retention av organiska ämnen i mark och vatten.....	23
3.1 Retention i vatten	23
3.1.1 Intermediära samt advektiva transporter i akvatiska system	25
3.1.2 Förångning.....	27
3.1.3 Utflöde med vatten.....	28
3.1.4 Nedbrytning.....	28
3.1.5 Massbalansekvationer.....	29
3.1.6 Dynamiska beräkningar.....	29
3.2 Retention i mark.....	30
3.2.1 Avrinning till ytvatten.....	30
3.2.2 Transport till grundvatten.....	30
3.2.3 Förångning.....	31
3.2.4 Massbalansekvationer mark.....	31
4 Retention av metaller	33

4.1	Partikulär andel metaller.....	35
4.2	Förorenad mark - metaller	38
4.3	Förorenade sediment- metaller	39
	Referenser	41
	Appendix 1. Levererade schablonhalter organiska ämnen	47
	Definitioner av ord som förekommer i tabellerna.....	47
	Tabell 1. Levererade schablonhalter av Bensen.	48
	Tabell 2. Levererade schablonhalter av DEHP.....	49
	Tabell 3. Levererade schablonhalter av Diflufenikan.....	50
	Tabell 4. Levererade schablonhalter av Diklofenak.....	51
	Tabell 5. Levererade schablonhalter av Dioxiner.....	52
	Tabell 6. Levererade schablonhalter av Fluoranten.....	53
	Tabell 7. Levererade schablonhalter av HBCDD.....	54
	Tabell 8. Levererade schablonhalter av HCB.....	55
	Tabell 9. Levererade schablonhalter av Isoproturon.....	56
	Tabell 10. Levererade schablonhalter av Nonylfenol/nonylfenoletoxylat.....	57
	Tabell 11. Levererade schablonhalter av PFOS.....	59
	Appendix 2. Levererade schablonhalter metaller	60

Förord

Under år 2011 påbörjade Vattenmyndigheterna ett arbete med syfte att ta fram en metodik för bedömning av miljögifters påverkan från punktkällor och diffusa källor på olika vattenförekomster. Tidigare fanns ingen enhetlig metod på nationell nivå. Denna brist medförde att ett gemensamt prioriteringsunderlag för bland annat kartläggning, verifiering och framtagande av övervakningsprogram saknades, vilket är grundläggande för genomförandet av EU:s ramdirektiv för vatten. Vattenmyndigheterna, har tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) och Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), under år 2012 och 2013 genomfört ett projekt för att ta fram en gemensam modell för miljögifters påverkan på olika vattenförekomster. Projektet har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV).

Denna rapport ska läsas i egenskap av bilaga till levererade halter i utsläpp och belastning på vatten, samt moduler för beräkning av retention av organiska miljögifter och metaller i mark och vatten till påverkansanalysmodellen för miljögifter. Prioriteten i detta projekt låg för IVL:s del på att leverera data och modeller, inte på att leverera en utredande rapport om källor och spridning av miljögifter. Det innebär att rapporten innehåller sammanställningar av aktuella underlagsdata från tillgängliga rapporter, vetenskaplig litteratur och tillgängliga databaser, så långt som möjligt inom projektets ramar för resurser och tid, utan att hävda att fullständig beskrivning av källor och utsläppshalter ingår i denna rapport. I rapporten påtalas stora brister i mätdata och kunskap om utsläpp, vilket bidrar till att påverkansanalysen kan innehålla stora mörkertal i utsläppsmängder. Uppdateringar och förbättringar av kunskap om källor och halter i utsläpp samt belastning på vatten, bör ske genom att tidvis göra nya sammanställningar av tillgänglig information och framförallt genom lokala mätningar för att ge mindre osäker påverkansanalys i vattenförekomsterna.

Sammanfattning

Under år 2011 påbörjade Vattenmyndigheterna ett arbete med syfte att ta fram en metodik för bedömning av miljögifters påverkan från punktkällor och diffusa källor, på olika vattenförekomster. Sedan tidigare fanns dock ingen enhetlig metod på nationell nivå. Följden av detta var att ett gemensamt prioriteringsunderlag för bland annat kartläggning, verifiering och framtagande av övervakningsprogram saknades, vilket är grundläggande för genomförandet av EU:s ramdirektiv för vatten. Vattenmyndigheterna, har tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) och Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), under år 2012 och 2013 genomfört ett projekt för att ta fram en gemensam modell för miljögifters påverkan på olika vattenförekomster. Projektet har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV).

I denna rapport redovisas underlag till de schablonhalter och till de moduler i modellen, som IVL har bidragit med i detta projekt. Schablonhalter och metoder för beräkning av belastning av metaller har tagits fram inom projekt genomförda av SMED (Svenska MiljöEmissionsData) inom ett flertal rapporter, som denna rapport hänvisar till. Fokus i detta projekt låg på schablonhalter för organiska ämnen och metoder för beräkning av belastning och retention av organiska ämnen eftersom de inte sammanställts på liknande sätt i Sverige tidigare.

Tillgängliga data för att ta fram schablonhalter kommer från olika undersökningar som sällan syftar till att göra just utsläppsuppskattningar. Det är därför svårt att arbeta efter en enhetlig metod eftersom anpassningar kontinuerligt måste göras till det dataunderlag som finns tillgängligt i de olika fallen. Nedan beskrivs några punkter som är viktiga att ha i beaktande när schablonhalterna används:

- Med undantag för de ämnen och matriser som ingår i den nationella miljöövervakningen så är dataunderlaget för diffusa källor generellt bristfälligt. Bristen på uppmätta halter speciellt för vissa ämnen, har medfört att det varit nödvändigt att inkludera mätresultat som ligger under detektionsgränsen, när så har varit rimligt.
- När halten i ett prov varit under detektionsgränsen har halva detektionsgränsen använts för att beräkna medelvärde och median. I de fall där provens detektionsgränser för analysen bedömts vara så hög att detta skulle påverka schablonhaltens representativitet, har värdena plockats bort från datasetet.
- Alla schablonhalter bör användas med eftertanke. En sammanvägd bedömning behövs för att undvika att samma källa räknas två gånger. För de flesta ämnen är till exempel atmosfärisk deposition en av flera bidragande källor till halten i dagvatten. Där det är möjligt redovisas både halter i atmosfärisk deposition och schablonhalter för dagvatten.
- För några ämnen anges så kallade emissionsfaktorer, vilket motsvarar utsläppshalter till luft, och totala utsläppsmängder som komplement till schablonhalter. I vissa fall utgör emissionsfaktorn en delmängd till atmosfärisk deposition.
- Minimum- och maximumvärden är resultat från enskilda prov i det dataset som medelvärde och medianvärde baseras på. Det ger ofta ett mycket brett spann där

extrapolering av minimum respektive maximum troligtvis ger en under- respektive överskattning av den faktiska belastningen. Dessa värden ger en bild av spridningen av mätdata som ligger till grund för schablonhalten.

- Modellen bör kontinuerligt förbättras genom att kompletteras med uppgifter om nya källors schablonhalter och eventuella förändringar i de kända källornas schablonhalter och framför allt med uppgifter från lokala förhållanden.

1 Introduktion och bakgrund

Under år 2011 påbörjade Vattenmyndigheterna ett arbete med syfte att ta fram en metodik för bedömning av miljögifters påverkan från punktkällor och diffusa källor på olika vattenförekomster. Tidigare fanns ingen enhetlig metod på nationell nivå. Denna brist medförde att ett gemensamt prioriteringsunderlag för bland annat kartläggning, verifiering och framtagande av övervakningsprogram saknades, vilket är grundläggande för genomförandet av EU:s ramdirektiv för vatten. Inom ramen för denna ambition har Vattenmyndigheterna, tillsammans med IVL och SMHI, under år 2012 och 2013 genomfört ett projekt för att ta fram en gemensam modell för miljögifters påverkan på olika vattenförekomster. Projektet har finansierats av Havs- och Vattenmyndigheten.

Vattenmyndigheterna och IVL enades om en lista på 10 metaller och organiska ämnen/ämnesgrupper för utvecklingen av en påverkansmodell avseende beräkning av spridning av miljögifter till vattenmiljön (Tabell 1). Urvalet av ämnena/ämnesgrupperna gjordes med avsikten att täcka in en bred grupp med olika kemiska och fysikaliska egenskaper som uppfyllde ett eller flera av följande kriterier:

1. Finns upptagna på eller är föreslagna att bli prioriterade i EU:s direktiv om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område (2008/105/EG).
2. Är ämnen som klassificerats som "särskilda förorenande ämnen" enligt pågående samarbetsprojekt mellan Naturvårdsverket och Vattenmyndigheterna och prioriteras i Sverige.
3. Förekommer i miljön enligt tidigare genomförd svensk screening.

IVL tog fram schablonhalter för diffusa källor till ytvatten och moduler för beräkning av retention av organiska ämnen. Metoder för beräkning av retention av metaller i mark och vatten baserades på rapporter från SMED (Svenska MiljöEmissionsData). Schablonhalter från punktkällor tog Vattenmyndigheten fram baserat på tillgängliga data. Inga nya mätningar genomfördes, enbart information i tillgängliga databaser och referenser användes, som till exempel rapporterade substansflödesanalyser, vetenskapliga publikationer, screening- och miljöövervakningsdata. På grund av brist på data och information kunde inte schablonhalter anges för alla identifierade relevanta diffusa källor, men dessa finns omnämnda i denna rapport och listade i levererade datafiler och utgör mörkertal i modellens beräkningar. Modellen bör kontinuerligt förbättras genom att komplettera med uppgifter om nya källors schablonhalter och eventuella förändringar i källornas schablonhalter och framförallt med uppgifter från lokala förhållanden. Schablonhalter för metaller har sammanställts av SMED vid tidigare tillfällen bland annat

för internationell rapportering till Europeiska miljöbyrån EEA (Ejhed m fl 2010). Schablonhalter från dessa tidigare sammanställningar användes även inom detta projekt på grund av tid- och resursbrist, trots att det finns nyare mätdata som kan uppdatera halterna. Störst del av resurserna i projektet har lagts på att ta fram schablonhalter för de organiska substanserna, eftersom de inte sammanställts på ett liknande sätt tidigare, samt att ta fram retentionsmoduler i mark och sjöar. Schablonhalterna har för flertalet substanser och källor stor inneboende osäkerhet beroende på brist på mätdata. Modellen ger dock en enhetlig metod för påverkansanalys med ambitionen att denna på sikt ska kunna förbättras genom att bakgrundsdata, mätningar och halter i lokala områden ska kunna uppdatera schablonhalterna och övriga underlag för modellen.

Påverkansmodellen syftar till att ge underlag till påverkansanalys för miljögifter, vilket innebär att risken för ekotoxikologisk effekt i slutänden ska bedömas. För organiska miljögifter görs detta genom utvärdering av beräknade halter mot fastställda EQS (Environmental Quality Standards) för enskilda ämnen. För metaller bör den biotillgängliga delen av metallpåverkan bedömas med hjälp av till exempel Biotic Ligand Model (länk till ett användargränssnitt till BLM modellen www.bio-met.net) tillämpat på modellens beräknade halter. BLM modellen är i dagsläget dock enbart utvecklad för Zn, Ni och Cu. Schablonhalterna som sammanställts inom detta projekt är total halt av respektive metall, men i retentionsmodulen styr bland annat andelen partikulärt bunden metall sedimentationen och begravning av metallerna i sedimenten. Kvarvarande del i vattenfasen för riskbedömning är total halt av metaller och bör bedömas med avseende på biotillgänglig andel enligt ovan.

I denna rapport redovisas underlag till de schablonhalter och till de moduler i modellen som IVL har bidragit med i detta projekt.

Tabell 1. Urval av ämnen/ämnesgrupper och det primära skälet att de valdes ut. ”Prioriterat ämne” hänvisar till att det är prioriterat inom EU:s ramdirektiv för vatten. ”Förslag på prioritet” hänvisar till att det är ett föreslaget ämne inom EU:s direktiv (2008/105/EG). Se löptext för utförligare beskrivning

Ämnesgrupp / användningsområde	Ämne / Ämnesgrupp	Primärt urvalskriterium / -kriterier
Organiska lösningsmedel	Bensen	1 Prioriterat ämne
Ftalat (mjukgörare)	DEHP	2 och 3
Herbucid	Diflufenikan	3 Överskrider ofta riktvärdet i miljöprover (2010). Har lågt riktvärde.
Läkemedel	Diklofenak	1 Förslag på prioritet
Persistent klorerat kolväte (förbränning)	Dioxin	1 Förslag på prioritet
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	Fluoranten	1 Prioriterat ämne
Flamskyddsmedel	Hexabromcyklododekan HBCDD	1 Förslag på prioritet och 3 Flamskyddsmedel hittas nästan överallt i miljön
Cykliska organiska klorföreningar	Hexaklorbensen HCB	1 Prioriterat ämne och 3 hittas i vissa län i höga koncentrationer i förorenad mark
Herbucid	Isoproturon	1 Prioriterat ämne
Alkylfenoler, alkylfenoletoxylater	Nonylfenol, nonylfenoletoxylat	1 Nonylfenol är prioriterat ämne och nonylfenoletoxylat kan omvandlas till nonylfenol.
Perfluorerade ämnen (impregneringsmedel)	Perfluoroktansulfonat PFOS	1 Förslag på prioriterat ämne
Metaller	kadmium, koppar, kvicksilver, nickel, bly och zink	1 Prioriterade ämnen: Cd, Hg, Pb och Ni. 1 Förslag på prioriterat ämne: Zn 2 Utpekats som prioriterade av Naturvårdsverket: Cu

2 Schablonhalter för utsläpp från diffusa källor

I detta avsnitt presenteras viktiga diffusa källor, metodik för beräkning av schablonhalter och faktorer som bör beaktas vid hantering av data för varje ämne/ämnesgrupp och dess källor.

Tillgängliga data för att ta fram schablonhalter kommer från olika undersökningar som sällan syftar till att göra just utsläppsuppskattningar. Det är därför svårt att arbeta efter en enhetlig metod eftersom anpassningar kontinuerligt måste göras till dataunderlaget som finns tillgängligt i de olika fallen. Nedan beskrivs några punkter som är viktiga att ha i åtanke när schablonhalterna används:

- Med undantag för de ämnen och matriser som ingår i den nationella miljöövervakningen så är dataunderlaget för diffusa källor generellt bristfälligt. Bristen på uppmätta halter speciellt för vissa ämnen, har medfört att det varit nödvändigt att inkludera mätresultat som ligger under detektionsgränsen då det har

varit rimligt. När halten i ett prov varit under detektionsgränsen har halva detektionsgränsen använts för att beräkna medelvärde och median. För prov där detektionsgränsen bedömts vara så hög att detta skulle påverka schablonhaltens representativitet har de värdena plockats bort från datasetet.

- Alla schablonhalter bör användas med eftertanke. En sammanvägd bedömning behövs för att undvika att samma källa räknas med två gånger. För de flesta ämnen är till exempel atmosfärisk deposition en av flera bidragande källor till halten i dagvatten. Där det är möjligt redovisas både atmosfärisk deposition och schablonhalter för dagvatten.
- För några ämnen anges så kallade emissionsfaktorer, vilket motsvarar utsläppshalter till luft, och totala utsläppsmängder som komplement till schablonhalter. I vissa fall utgör emissionsfaktorn en delmängd till atmosfärisk deposition.
- Minimum- och maximumvärden är resultat från enskilda prov i det dataset som medelvärde och medianvärde baseras på. Det ger ofta ett mycket brett spann där extrapolering av minimum respektive maximum troligtvis ger en under- respektive överskattning av den faktiska belastningen. Dessa värden ger en bild av spridningen av mätdata som ligger till grund för schablonhalten.

Schablonhalterna har för flertalet substanser och källor stor inneboende osäkerhet beroende på brist på mätdata. Schablonhalter för de organiska substanserna har generellt mer osäkra underlag än schablonhalter för metaller på grund av tillgången till uppmätta halter.

2.1 Diffusa källor

Viktiga diffusa källor för många organiska ämnen/ämnesgrupper och metaller är till exempel spridning från markanvändning, dagvatten från urbana ytor och vägar, enskilda avlopp, lakvatten från deponier, och atmosfärisk deposition på mark och sjöar. Markanvändning bidrar till en stor del av den diffusa belastningen av föroreningar, speciellt beroende på atmosfärisk deposition på mark, som sedan transporteras med avrinning till recipienter. Sekundära effekter av atmosfärisk deposition av försurande ämnen bidrar till att större andel metaller läcker från marken och ger ytterligare spridning av föroreningar till recipienter. Användning av exempelvis växtskyddsmedel och spridning av slam på jordbruksmark bidrar med ytterligare diffus spridning av föroreningar. I detta avsnitt presenteras faktorer som bör beaktas vid hantering av data för dessa källor. Ytterligare diffusa källor som är mer ämnesspecifika nämns under redovisningen av respektive ämne/ämnesgrupp.

2.1.1 Icke urban markanvändning

Atmosfärisk deposition sker till mark och vattenytor. Från marken kan sedan vidare transport med markvatten ske om ämnet inte bryts ner, fastläggs eller förångas igen. Marken kan naturligt innehålla metaller i jordens mineral, vilka lakas ur beroende på

jämvikter med markvattnet och mikrobiologiska processer. Lakningen av metaller påverkas av antropogena processer som skogsbruk och deposition av surt nedfall. Bland annat ger avverkning av skog ökad avrinning av vatten och bidrar till större utlakning av metaller. Nedfall av kväve- och svavelföreningar från luften ger surare förhållanden i mark och vatten, vilket också ökar utlakningen av metaller. Totala halter av metaller i vattendrag och sjöar övervakas i den nationella och regionala miljöövervakningen. Halterna av metaller i vattendrag som avvattnar områden högt uppströms och med dominerande markanvändningsslag har använts som schablonhalter för spridning från dessa markanvändningar. Det krävs ett stort antal mätningar för att ge statistisk säkerhet i halterna. Ejhed m.fl (2010) utgick från Naturvårdsverkets indelningskriterier för limniska typer (Naturvårdsverket, 2006) och redovisade typhalter för metaller för alla sju limniska ekoregioner i Sverige. Eftersom det inte finns tillräckligt med mätstationer för att representera alla olika markanvändningsslag med statistisk säkerhet ansattes en halt för skogsmark samt en halt för övrig mark per ekoregion, där det var möjligt. För jordbruksmark fanns enbart ett fåtal stationer med synoptisk provtagning av metaller i avrinnande vatten. Halter för jordbruksmark kunde därför inte delas in i sju limniska ekoregioner, utan en halt per metall fick gälla i hela Sverige. Resultaten i Ejhed m.fl. (2010) har sammanställts och levererats till Vattenmyndigheten i detta projekt. Det finns många schablonhalter redovisade även i Stormtac (www.stormtac.com), men utan indelning i geografiska regioner, vilket därmed inte speglar den geografiska variationen och eftersom redovisningen av referenser till halterna inte är tydligt redovisad i Stormtac, tillämpas användning av resultat från Ejhed m.fl (2010) för skogsmark, jordbruksmark och övrig icke-urban mark.

Organiska föreningar ingår inte i miljöövervakningsprogrammen för ytvatten, utan har enbart undersökts i enstaka screeningprojekt, förutom bekämpningsmedel som ingår i övervakningsprogram i jordbruksområden. Det gör att det inte finns tillräckligt med underlag för att ta fram schablonhalter i avrinnande vatten per markanvändning. För de organiska ämnen som ingår bland de 33 prioriterade föreningarna (EU direktiv 2008/105/EG) finns schablonhalter föreslagna i Stormtac, men många av dessa har stora osäkerheter. Många organiska föreningar sprids till mark på grund av långväga transporterat luftdeposition eller från någon lokal källa. Inom ramen för Nationella miljöövervakningen av bakgrundsluft (Övervakning av organiska miljögifter i luft och nederbörd) utförs mätningar av atmosfäriskt nedfall av organiska miljögifter vid fyra olika lokaler i Sverige (Luftdatabasen, www.ivl.se). Atmosfärisk deposition beskrivs mer nedan. Påverkansanalysmodellen bör uppdateras med data om deposition från lokala källor och eventuell lokal bakgrundsdeposition, samt med uppdateringar från den nationella miljöövervakningen för att ta hänsyn till eventuella förändringar i depositionen. För de organiska föreningarna som sprids med luftdeposition, kan andelen föreningar som transporteras till recipienten av deponerade mängden beräknas, genom att använda nedan beskrivna retentionsmodul. Retentionsmodulen har också anpassats för att kunna beräkna spridningen av föreningar från en lokal källa som efterbehandlingsområden (EBH) med förorenad mark till recipient.

Jordbruksmark tar emot både metaller och organiska föreningar framförallt från luftdeposition, metallföreningar i gödselmedel, organiska växtskyddsmedel, och många

olika metaller och organiska föroreningar genom spridning av slam från kommunala reningsverk (KARV). Slammets innehåll av föroreningar begränsas av gränsvärden för innehåll enligt REVAQ certifiering av slam. Spridning av slam sker till en begränsad del av åkermarken beroende på markens upplagrade mängder av metaller och beroende på vilken gröda som odlas. Mark som används till odling av foder till kor i mjölkproduktion tar till exempel inte emot slam. Statistik för slamanvändning rapporteras av SCB och 2010 noterades att av allt producerat slam i Sverige spreds 25 % på åkermark, men det varierar stort i olika län. I Östergötland och Skåne spreds mer än 50 % på åkermark (SCB 2012). Andelen av de organiska föroreningarna som transporteras från jordbruksmarken till recipienten kan beräknas med retentionsmodulen nedan. För metallerna, representerar schablonhalterna för jordbruksmark beskrivna ovan, transporterad mängd till recipienterna, vilken alltså kan ha stora osäkerheter. Under tiden detta projekt genomfördes har nya övervakningsprogram av metaller påbörjats i avrinnande vatten från jordbruksmark, på grund av tid- och resursbrist har resultat från dessa inte kunnat inkluderas. Modellen för påverkansanalys bör som tidigare nämnts, uppdateras löpande för att inkludera nya data och för att utsläppshalter ska vara aktuella med hänsyn till förändringar i utsläpp.

2.1.2 Urban mark, dagvatten

Många miljöföroreningar är relaterade till användning av produkter och varor och dessa sprids då mest i urban miljö där användning är störst. Transporten av föroreningar i urban miljö till recipienten sker med avrinning av dagvatten. Koncentrationen av miljögifter i dagvatten är dock summan av utsläpp till avrinnande vatten från hårdgjorda ytor med bidrag från trafik, infrastruktur och byggnader samt atmosfärisk deposition i urban miljö. I de fall schablonhalter för dagvatten finns, bör dessa användas. Schablonhalter för de 33 prioriterade ämnena finns i Stormtac (www.stormtac.com). Stormtac är en modell utvecklad för att ge underlag för dagvattenhantering och de minst osäkra data som de lämnar ut är miljöfarliga ämnen som regelbundet uppmäts i vägdagvatten, såsom PAH:er och metaller. Schablonhalter för övriga ämnen och markanvändningsslag är mycket osäkra data. Om schablonhalt saknas för dagvatten kan schablonhalter för atmosfärisk deposition användas för att beräkna dagvattenbelastningen. Detta ger sannolikt en stor underskattning av bidraget från dagvatten, eftersom depositionen är uppmätt vid bakgrundslokaler och för att det saknas lokala förhöjda halter till följd av urbana bidrag samt bidrag till dagvatten från hårdgjorda ytor och byggnadsmaterial mm. Transporten till recipienten kan beräknas med nedan beskriven retentionsmodul, som kan ta hänsyn till ytavrinning på hårdgjorda ytor genom att anpassa avrinningskoefficienten. I de fallen enbart koncentration ($\mu\text{g}/\text{l}$) i deposition finns tillgänglig (exempelvis från Stormtac) kan värdet multipliceras med nederbörd för området. Detta medför mycket större osäkerhet i resultatet eftersom det inte representerar spridningsmönstret av den totala depositionen, d.v.s. torrdepositionen saknas i underlaget, förutom avsaknad av de urbana bidragen. Depositionen av vissa föroreningar kan vara styrd i högre grad av processer andra än regnmängder, så att nederbörd inte är rimligt att använda för att beskriva storleken på depositionen.

2.1.3 Enskilda avlopp

Dataunderlag för utsläpp av miljögifter från enskilda avlopp är generellt bristfälligt och reningseffektiviteten i enskilda avlopp har studerats framförallt av näringsämnen. I Ejhed m.fl (2010) beräknades belastningen av metaller från enskilda avlopp baserat på kännedom om halter i avloppsvatten från hushåll och expertbedömning av reningseffektivitet med olika reningsteknik. Ejhed m.fl. (2012) genomförde mätningar av avskiljning av läkemedel i enskilda avlopp med markbäddar och använde information om försålda medel samt statistik om enskilda avlopp för att beräkna belastning av läkemedel på recipienter. I COHIBA projektet Andersson m.fl. (2012) togs substansflöden fram för ett begränsat antal ämnen. Ämnen relaterade till hushållsavloppsvatten har kunnat användas för att ta fram schablonhalter i detta projekt för beskrivning av påverkan från enskilda avlopp. I COHIBA användes dock mätningar från fyra relativt stora reningsverk belastade av både hushållsavlopp och industrier. Det bidrar till större osäkerhet i schablonhalterna. Inom detta projekt har schablonhalter för diklofenak från Ejhed m.fl (2012), nonylfenol/nonylfenoletoxyolat tagits fram från Andersson m.fl. (2012) samt metaller från Ejhed m.fl. (2010) använts. För övriga ämnen som valts ut i detta projekt är enskilda avlopp inte en relevant källa eller så saknas data (till exempel för PFOS). Data från kommunala reningsverk skulle eventuellt kunna användas för att uppskatta schablonhalter i enskilda avlopp, men ämnena bör i de fallen vara relaterade till hushåll. Utsläppshalter från reningsverken har hanterats av Vattenmyndigheten i detta projekt och har inte levererats av IVL.

2.1.4 Lakvatten från deponier

Data för koncentrationer av miljögifter i lakvatten från deponier har av naturliga skäl stor variation och representativa schablonhalter är svåra att ta fram. Volymer och recipienter för lakvatten beskrivs i viss utsträckning i Naturvårdsverkets faktablad 8306. Schablonhalter som levererats i detta projekt baseras på uppmätta halter i lakvatten sammanställt från screeningdatabasen (www.ivl.se) samt rapporter och vetenskapliga publikationer som redovisas i leveransfilen och per ämne nedan. Nya data väntas under år 2013 från pågående screening (Sweco på uppdrag av Naturvårdsverket) som bör kunna användas för att uppdatera schablonhalterna, vilka föreslagits inom ramen för detta projekt.

2.1.5 Bräddning av avloppsvatten på ledningsnätet

Bräddning på ledningsnätet kan ha betydande bidrag till diffusa utsläpp till vatten. Länsstyrelsen i Gävleborg (2009) sammanställde storleken på bräddningarna baserat på Svenska MiljörapporteringsPortalens (SMP, databasen kallas EMIR) data, uppgifter från Svenskt vatten samt genom beräkningar och antaganden. Nationellt beräknas volymen bräddat vatten 2006 ligga mellan 26 och 30 Mm³. Bräddning vid reningsverket uppgår till 1,53 % av den totala tillrinningen till verket, baserat på uppgifter från 103 reningsverk. Bräddningen vid verken finns rapporterade som punktkälla för reningsverken i SMP. Motsvarande siffra för ledningsnätet är 0,6 %, dock baserat på uppgifter från endast 9 reningsverk och slutsatser har dragits att mörkertalet för bräddningar på ledningsnätet är stort. Brister i tillgängliga data för bräddning på ledningsnätet innebär att schablonhalter och mängder inte ansatts i denna rapport.

2.1.6 Atmosfärisk deposition

Inom ramen för Nationella miljöövervakningen av bakgrundsluft (*Övervakning av organiska miljögifter i luft och nederbörd*) utförs mätningar av atmosfäriskt nedfall av organiska miljögifter vid fyra olika lokaler i Sverige (Luftdatabasen, www.ivl.se). Dessa lokaler är Vavihill i Skåne, Råö på västkusten, Aspvreten på östkusten samt Pallas i finska Lappland. Dessa stationer används även som mätstationer i det svenska miljöövervakningsprogrammet. Provtagning sker med en s.k. bulkprovtagare, där summan av torr och våt deposition under en månad mäts på en teflonbelagd 1 m² stor yta. Data under åren 2009 till 2011 har använts för att uppskatta bidraget från atmosfären till vatten och till land.

Inom ramen för den nationella miljöövervakningen av metaller (Cd, Ni, Pb, Cu, Zn) i luft och nederbörd genomförs mätningar vid fyra lokaler, Råö, Aspvreten (endast luft), Vavihill samt Bredkålen. Mätningarna av kvicksilver genomförs vid Råö, Pallas, Vavihill samt Bredkålen (Luftdatabasen, www.ivl.se). Stationen Bredkålen är belägen i Jämtland. Alla ämnen som ingår i detta projekt mäts inte inom miljöövervakningen. I **Tabell 2** presenteras vilka ämnen som ingår i miljöövervakningen av bakgrundsluften samt med vilken frekvens provtagningen sker. I **Tabell 3** visas vid vilka stationer mätningarna genomförs. För samtliga ämnen som mäts inom miljöövervakningen, med undantag för metaller och PAH, finns det data från 2009 till 2011. Mätningarna av PAH och metaller finns i längre mätserier.

Ämnen i detta projekt som inte ingår i mätprogrammet är bensen, diklofenak, DEHP, diflufenikan och nonylfenol. Nonylfenol har hittills inte kunnat påvisas i depositions- eller luftprover som rapporterats till den nationella screeningdatabasen och ingår därför inte i miljöövervakningen och har likaledes inte heller inkluderats i depositionsuppskattningarna.

Det bör poängteras att alla data som används i depositionsuppskattningarna i denna studie härrör från nationella bakgrundsstationer och att resultaten bör tolkas som atmosfärisk deposition i bakgrundsområden. Att data från 1 m² stor yta extrapoleras för att uppskatta depositionen på en nationell eller regional nivå medför stora osäkerheter. Lokal förhöjd atmosfärisk deposition från specifika källor ex. förbränningsanläggningar, industrier eller PAH i tätorter bör läggas till lokalt. Förbränningsanläggningar kan ha betydande lokala nedfall av bland annat metaller vilket bör mätas och modelleras lokalt, medan utsläpp av dioxiner till luften bedöms vara liten (Naturvårdsverket branschfakta 2005). Utsläpp av rökgaskondensat till recipienter kan innehålla bland annat metaller och PAH:er. Andra osäkerheter i grunddata är avvikelser i samband med provtagning och vid analys.

Tabell 2. Ämnen som ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet i luft och nederbörd samt frekvens för provtagningen (luftdatabasen, www.ivl.se)

Ämnen	Nationell miljöövervakning		
	Luft	Nederbörd	Atmosfärisk deposition
Metaller (Cd, Ni, Pb, Cu, Zn)	12 månadsprover/år	12 månadsprover/år	-
Kvicksilver	12 månadsprover/år	12 månadsprover/år	-
Bensen	12 veckoprover/år	-	-
Dioxiner/furaner	4 månadsprover/år	-	4 månadsprover/år
HCB	12 månadsprover/år	-	12 månadsprover/år
HBCDD	12 månadsprover/år	-	12 månadsprover/år
PFOS	12 månadsprover/år	12 månadsprover/år	-
Fluotanten	12 månadsprover/år	-	12 månadsprover/år
Isoproturon	12 månadsprover/år	-	12 månadsprover/år

Metodik för beräkning av atmosfärisk deposition

Med undantag för PFOS och isoproturon har samma metodik använts i detta projekt för beräkning av atmosfärisk deposition som användes i COHIBA projektet. Metodiken för PFOS och isoproturon beskrivs särskilt i följande text.

Årsdepositionen beräknades per ämne utifrån månadsdepositionen för varje station. För prover under detektionsgränsen användes värdet för halva detektionsgränsen.

Dioxiner/furaner mäts under fyra månader per år och uppräknings till årsdepositionen gjordes baserat på dessa fyra prover. En medeldepositions faktor (schablonhalt för hela landet) uppskattades utifrån årsdepositionen för de tre senaste åren (2009-2011) och för alla stationer. För varje ämne beräknades ett medel, median, min och max värde på schablonvärdet.

Tabell 3. Sammanställning över vilka ämnen som mäts vid olika stationer i miljöövervakningsprogrammet (luftdatabasen, www.ivl.se)

Ämnen	Luft	Nederbörd	Atmosfärisk deposition
Metaller (Cd, Ni, Pb, Cu, Zn)	Råö, Aspvreten, Vavihill, Bredkålen	Råö, Vavihill, Bredkålen	
Kvikksilver	Råö, Pallas, Vavihill, Bredkålen	Råö, Pallas, Vavihill, Bredkålen	
Bensen	Råö		
Dioxiner/furaner	Råö, Aspvreten		Råö, Aspvreten
HCB	Råö, Pallas, Aspvreten		Råö, Pallas, Aspvreten
HBCDD	Råö		Råö
PFOS	Råö	Råö	
Fluotanten	Råö, Pallas, Aspvreten, Vavihill		Råö, Pallas, Aspvreten, Vavihill
Isoproturon	Råö		Råö

PFOS har ingått i den nationella miljöövervakningen av luft och nederbörd vid stationen på Råö på västkusten sedan mitten av 2009. Vid stationerna Pallas och Landvetter finns enbart tre månaders mätningar som genomfördes år 2005. I COHIBA projektet testades möjligheten att uppskatta den atmosfäriska depositionen av PFOS till mark och vatten baserat på de uppmätta koncentrationerna i nederbörd, men bedömningen blev att det innebär alltför stora osäkerheter. En ny ansats gjordes inom förevarande projekt:

Resultaten från screeningen 2005 (Woldegiorgis m.fl. 2006) tydde på att uppmätta koncentrationer av PFOS var högre på Råö jämfört med Pallas och Landvetter flygplats. Koncentrationerna på Råö var jämförbara med halter som uppmätts på stationer som inte kan anses vara representativa för bakgrundshalter i inlandet. I detta projekt har medianhalten från mätningar i Pallas och Landvetter därför använts som schablonhalt för PFOS i nederbörd. Det är en mycket grov och osäker uppskattning. Eftersom mätningarna vid Pallas och Landvetter gjordes under enbart år 2005 och endast tre månader så visar de inte variationen över året vilket kan innebära att schablonhalterna motsvarande hela årets deposition är över- eller underskattade. Utökning av miljöövervakningen skulle förbättra underlagen avseende atmosfärsdeposition av PFOS.

För isoproturon låg koncentrationen år 2009 och 2010 under detektionsgränsen i alla prover för atmosfärisk deposition. År 2011 var koncentrationen över detektionsgränsen i

fyra av tolv prover. För beräkning av median- och medelvärde för alla tre år användes 2011 års detektionsgräns; 0,02 ng/m² dag.

2.2 Organiska ämnen

I detta avsnitt beskrivs mer ämnesspecifikt hur olika schablonhalter tagits fram och faktorer som bör beaktas vid hantering av data för varje ämne/ämnesgrupp. Samtliga referenser till levererade schablonhalter finns i referenslistan och i levererade Excel tabeller. Alla diffusa källor som beaktats i projektet listas inte här utan enbart de som bedömts behöva kommenteras.

2.2.1 Bensen

Atmosfärisk deposition Bensen är flyktig och därför bedöms atmosfärisk deposition vara en försumbar diffus källa.

Dagvatten. Median är beräknat på data från screeningdatabasen (N=13) (www.ivl.se) samt på minimum (min) och maximum (max) värdet från Stormtac (www.stormtac.com). Min och max värdet från Stormtac ger medianvärdet som redovisas i Stormtac. I screeningdatabasen var 10 av mätvärdena under detektionsgränsen (200 ng/l). För dessa värden användes halva detektionsgränsen vid beräkning av median och medelvärde. Notera att emissioner från till exempel vägar och övrig mark fångas upp av dagvatten. Det är viktigt att notera att markanvändningsarealen för respektive vägar och urban yta exklusive vägar multipliceras med respektive schablonhalt för att undvika att samma källa tas upp två gånger.

Enskilda avlopp Data saknas, men enskilda avlopp kan vara en betydande källa. Schablonhalt för reningsverk per personekvivalent bör övervägas om det kan användas. Reningsverken kan ta emot även dagvatten och industriella utsläpp, medan enskilda avlopp enbart tar emot hushållsavlopp, vilket måste beaktas om en schablonhalt ska ansättas. I detta projekt har någon schablonhalt inte kunnat ansättas för enskilda avlopp.

Reningsverksslam Bensen har hög löslighet i vatten och liten förmåga att binda till sediment och jord. Därför bedöms reningsverksslam vara en försumbar källa.

2.2.2 DEHP

Schablonhalter för dagvatten, atmosfärisk deposition, lakvatten från deponier, och förekomst i reningsverksslam finns med i levererad Excel fil. Data saknas avseende enskilda avlopp, användningsfasen för produkter, förorenad mark. Förorenad mark bedöms vara en möjlig relevant källa.

Dagvatten Schablonhalt finns föreslagen från detta projekt för urbana områden baserat på Stormtac eftersom de har minst osäkerhet i de halter de föreslår i urbana områden. Halt i avrinning från icke-urbana områden rekommenderas att man använderschablonhalt för

atmosfärisk deposition. Retentionsmodulen beskriven nedan används för att beräkna hur stor andel av depositionen som transporteras till recipienten.

Konsumentprodukter Är den primära diffusa källan till dagvattenbelastning och speciellt viktig i den urbana miljön, men data saknas på schablonhalter och mängder. DEHP används som mjukgörare i PVC, till exempel i golv och kablar. Ämnet utsöndras från plastprodukter under hela deras livslängd. Användningen av DEHP har under senare år minskat i Sverige (KemI 2012). DEHP är förbjudet i leksaker men hittades i dockor och en halloweenmask vid en underökning genomförd av KemI år 2012 i koncentrationer över tillåtna gränsvärden.

2.2.3 Diflufenikan

Diflufenikan är ett bekämpningsmedel och de huvudsakliga källorna begränsas därför till användningen, d.v.s. läckage från jordbruksmark, och luftburen spridning.

Jordbruk Diflufenikan ingår i fyra godkända preparat för användning på stråsäd. År 2011 var den försålda mängden 13,6 ton (KemI 2012) och dosering antogs vara 100-200 g verksamt ämne per hektar (KemI 1997). Den försålda mängden bekämpningsmedel återspeglar inte nödvändigtvis den använda mängden samma år, men försäljningsmängd användes som en förenklad ansats för att uppskatta belastningen av diflufenikan på mark och ytvatten i Sverige per år. Enligt vägledningen för beräkning av emissioner vid användning av pesticider antas att 85 % går till mark, 10 % till ytvatten och 5 % till luft (ECB 2003). Det framgår dock inte i vägledningen om utsläppen till ytvatten också inkluderar ytavrinning. Som ett värsta-fall-scenario antogs att 10 % till ytvatten endast inkluderar vindavdrift. Som en kontroll kan den uppskattade applicerade mängden jämföras med angiven dosering. Att 10 % av applicerad mängd skulle belasta ytvatten kan vara en överskattning med tanke på att det många gånger finns skyddszoner anlagda utmed vattenområdet.

Atmosfärisk deposition Diflufenikan finns inte i det nationella övervakningsprogrammet Data som levererats kommer från SLU (Kreuger m.fl 2006) som har gjort mätningar i regnvatten.

Data för **enskilda avlopp, lakvatten från deponier och reningsverksslam** bedöms vara försumbara källor.

2.2.4 Diklofenak

Diklofenak är ett läkemedel med bred och stor användning. Källorna begränsas av användningen till avlopp och deponier.

Enskilda avlopp Den största källan för diffusa utsläpp av diklofenak är enskilda avlopp. Total mängd (kg) diklofenak och läkemedel med diklofenak i kombination från användare med enskilda avlopp har beräknats per län och per de största 20 kommunerna i Sverige av Ejhed et al (2012). Beräkningen baserades på nationell statistik från 2010 om antal personer med enskilt avlopp och statistik från Apotekens service avseende försåld mängd dagliga

dygnsdoser (DDD). Ejhed et al (2012) uppmätte reduktion av läkemedel i markbaserade anläggningar. För diklofenak kunde dock ingen reduktion visas i markbäddar. Koncentrationen av diklofenak och läkemedel med diklofenak i kombination per innevånare (g/innevånare med enskilt avlopp) är beräknat per län respektive de 20 största kommunerna. Median, medel, min och max för hela Sverige leverades i detta projekt och är beräknade från variationen av data på länsnivå från Ejhed et al (2012).

Lakvatten från deponier De lägsta koncentrationerna anges vara 0 (N=8, Screeningdatabasen, 2005). Uppgift om detektionsgräns saknas.

2.2.5 Dioxin

Dioxiner är ett samlingsnamn för polyklorerade dibenzodioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF). Det finns 75 olika s.k. kongener ("varianter") av PCDD och 135 olika varianter av PCDF. Den mest giftiga kongenen, och den mest studerade, är TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioxin). Den samlade halten av dioxiner uttrycks i TCDD-ekvivalenter, TEQ (2006) enligt WHO.

Atmosfärisk deposition Den huvudsakliga källan för dioxin är atmosfärisk deposition (Naturvårdsverket 2009). Levererade resultat baseras på data från två stationer för åren 2009-2011. Från varje station tas 4 månadsprover/år. I de fall koncentrationen av enskilda dioxiner/furaner legat under detektionsgränsen har halva detektionsgränsen använts i beräkningarna.

Läckage från impregnerade träprodukter Enligt en rapport från Naturvårdsverket (2009) kan läckage från impregnerat trä vara av betydelse på lokal nivå och främst från småhus byggda under åren 1960-1975 i södra Sverige. Totala mängden som finns kvar i material har uppskattats till 0,4 och 3,7 kg I-TEQ i Naturvårdsverkets rapport, men en läckagehalt per år har inte kunnat tas fram inom ramen för detta projekt.

Reningsverks slam År 2008 och 2009 ingick åtta reningsverk i miljöövervakningen av slam; Stockholm (Henriksdal), Göteborg (Ryaverket), Umeå (Ön), Borås (Gässlösa), Eslöv (Ellinge), Alingsås (Nolhaga), Bollebygds och Floda reningsverk. Floda utgick 2010 och ersattes av Borlänge och Bergkvara (Torsås) reningsverk, dvs. totalt ingick nio reningsverk i den nationella miljöövervakningen år 2010. Ett samlingsprov tas per reningsverk i oktober månad, under normala driftförhållanden och efter en period med normala väderförhållanden. Provtagningen sker en veckodag, dock inte en måndag för att representera normal belastning från industrier och andra verksamheter som eventuellt har reducerad verksamhet under helger. Provtagningen sker inom en timme efter avvattning. Data rapporteras i pg/gTS för klorerade dibenos-p-dioxiner och diobensofuraner. Totalt togs 25 samlingsprover (två prover från Floda, ett från Borlänge och Bergkvara och 3 från övriga reningsverk). Medelvärdet har beräknats för varje dioxin/furan per reningsverk och koncentrationerna räknades därefter omtill TCDD TEQ(2006) WHO. Median, medelvärde och min respektive max baseras på reningsverkens medelvärden, dvs spridningen i halter i slam kan var större än levererad spridning.

2.2.6 Fluoranten

Källor till Fluoranten som har hanterats i detta projekt är atmosfärisk deposition, dagvatten från urban markanvändning respektive från vägar, lakvatten från deponier samt halter i reningsverksslam.

Atmosfärisk deposition Fluoranten bildas vid ofullständig förbränning och den primära diffusa källan är därför atmosfärisk deposition. Ämnet förekommer i atmosfären både i gasfas och bunden till partiklar och når miljön via våt- och torrdeposition. Fluoranten förväntas ha låg till ingen mobilitet i mark och i vatten är ämnet både i löst form och bundet till partiklar.

2.2.7 Hexabromcyklododekan HBCDD

Källor till HBCDD som har hanterats inom detta projekt är atmosfärisk deposition, dagvatten i urban miljö, lakvatten från deponier, halter i reningsverksslam samt rivning av byggnader.

Dagvatten Primära källan till dagvatten kan vara både atmosfärisk deposition och läckage från byggnadsmaterial. Nielsen m.fl. 2010 mätte HBCDD i dagvatten. Halten var under detektionsgränsen i alla prov. Resultaten togs inte med pga. relativt hög detektionsgräns. Levererade halter baseras på screeningdatabasen (www.ivl.se) och Kaj m.fl (2011). Notera att schablonvärdet baseras på 6 mätvärden och ligger högre än medianvärdet för lakvatten från deponier (N=15), vilket är en indikation på att den kan vara överskattad.

Rivning av byggnader Har i tidigare studier bedömts som en potentiellt viktig källa till HBCDD som i första hand kan belasta dagvatten. Inga schablonhalter har tagits fram inom detta projekt, men detaljerade emissionsfaktorer finns i t.ex. Andersson m.fl. (2012).

2.2.8 Hexaklorbensen HCB

Källor till HCB som har hanterats i projektet är dagvatten i urban miljö, atmosfärisk deposition, halter i reningsverksslam, samt halter i fyrverkeriprodukter. Deponier kan vara en betydande källa men schablonhalt kunde inte ansättas i detta projekt.

Atmosfärisk deposition Baseras på årsdeposition från 3 stationer för åren 2009-2011 (luftdatabasen www.ivl.se)

Dagvatten Baseras på Stormtac (www.stormtac.com) schablonhalter. Notera att atmosfärisk deposition är en primär källa till dagvatten liksom konsumentanvändning av fyrverkerier som kan innehålla HCB.

2.2.9 Isoproturon

Isoproturon är ett växtskyddsmedel som används i jordbruket. Källorna är därmed begränsade till läckage från jordbruksmark, lakvatten från deponier, luftburen spridning via atmosfärisk deposition och dagvatten. Man har undersökt halter i utgående vatten och slam

från reningsverk men inga halter isotroturon var detekterbara, vilket tyder på att inte heller enskilda avlopp bör bara någon källa.

Jordbruk Isoproturon används på stråsäd. Isoproturon ingår i ett godkänt preparat för stråsäd, Cougar (godkänt 1993, omregistrerat 2009, godkänt längst t.o.m. 2012). Halten isoproturon i preparatet Cougar är 500 g/l och max dos per behandling anges i Tabell 4. Ett undantag finns för användande på energiskog (max dos 2 liter Cougar/hektar).

Tabell 4. Max dos per behandling för Cougar. Max antal behandlingar är för sädeslag ett. DC beskriver utvecklingsstadiet. (Bayer, Cougar)

Gröda	Tidpunkt utvecklingsstadium	Max dos/behandling (l/ha)
Höstvete, höstkorn, råg, rågvete	Höst DC 11-13	1,75
Höstvete, höstkorn, råg, rågvete	Vår DC 13-30	0,75
Vårvete, vårkorn	DC 12-13	0,3
Energiskog		2

År 2011 såldes 44,8 ton isoproturon. Den försålda mängden bekämpningsmedel återspeglar inte nödvändigtvis den använda mängden samma år men försäljningsmängd användes som en förenklad ansats för att uppskatta den årliga belastningen av isoproturon på mark och ytvatten i Sverige. Användning av isoproturon på energiskog kan eventuellt undantas för att undvika att den lokala belastningen inte underskattas genom att utsläppsmängden fördelas på en för stor areal.

Enligt vägledningen för beräkning av emissioner vid användning av pesticider antas att 85 % går till mark, 10 % till ytvatten och 5 % till luft (ECB 2003). Det framgår dock inte i vägledningen om utsläppen till ytvatten också inkluderar ytavrinning. Som ett värsta-fall-scenario antogs att 10 % till ytvatten endast inkluderar vindavdrift. Som en kontroll kan den uppskattade applicerade mängden jämföras med angiven dosering. Att 10 % av applicerad mängd skulle belasta ytvatten kan vara en överskattning med tanke på att det många gånger finns skyddszoner anlagda utmed vattenområdet.

Dagvatten Eftersom isoproturon används som växtskyddsmedel i jordbruket bör bidrag till dagvatten vara begränsat. I data från svenska screeningdatabasen finns bara ett prov rapporterat av dagvatten som var under detektionsgränsen (<0,01 µg/l). Birch m.fl. (2011) mätte isoproturon i dagvatten i Köpenhamn och kunde detektera ämnet i ett fåtal prov.

Lakvatten från deponier Data från mätningar av isoproturon i lakvatten från svenska deponier saknas. I en dansk studie hittades isoproturon över rapporteringsgränsen i ett av två prov, 1,3 µg/l (Baun m.fl. 2004 citerad i Sweco 2009). Detektionsgränsen är inte känd. Schablonhalten som angetts är halva uppmätta koncentrationen.

2.2.10 Nonylfenol/nonylfenoletoxylat

Atmosfärisk deposition Nonylfenol har hittills inte kunnat påvisas i depositions- eller luftprover som rapporterats till den nationella screeningdatabasen och ingår därför inte i miljöövervakningen och har därför heller inte inkluderats i depositionsuppskattningarna.

Enskilda avlopp Emissionsfaktorer för utsläpp av nonylfenol och nonylfenoletoxylat från hygienprodukter och textil via enskilda avlopp antar att ingen retention förekommer och kan därför betraktas som ett värsta scenario. Emissionsfaktorn för textil baseras på antagandet att 50 % av importerade textilier kan innehålla nonylfenol etoxylat (Andersson m.fl 2012).

Målade och lackade ytor Emissionsfaktor för målade och lackade ytor baseras på antagandet att 50 % fördelas till avloppsvatten och 50 % till hårdgjorda ytor (Andersson m.fl 2012).

Reningsverksslam Median och medel är beräknat från data i screeningdatabasen från prover tagna i ett flertal olika svenska reningsverk under 2008 och 2010. Min och max värden anger högsta och lägsta värdet av uppmätta prover. Koncentrationer under detektionsgränsen är beräknade på halva detektionsgränsen.

Schablonhalterna för **Läckage av NP från betong** (Andersson m.fl 2012), **Enskilda avlopp** (Andersson m.fl 2012) och **Lakvatten från deponier** (Sweco 2009, enbart danska deponier är studerade) är medianvärdet av min och max-värdet.

2.2.11 PFOS

Dagvatten Utöver regnvatten kan PFOS tillföras dagvatten från andra källor som fordonstrafik eller konsumtionsvaror, till exempel impregnerade textilier eller papper. Tillgången på data om koncentration av PFOS i dagvatten är mycket bristfällig. Schablonhalten 2,5 ng/l baseras på data från COHIBA projektet och en dansk studie (n=5 varav två värden under detektionsgränsen). I COHIBA projektet mättes PFOS i dagvatten i Sverige (Stockholm), i två prov tagna vid två olika tillfällen; 3,1 ng/l och 6,9 ng/l. Nielsen m.fl. (2010) mätte PFOS i dagvatten i Köpenhamn i ett urbant område och i ett industriområde. PFOS detekterades endast i ett prov i det urbana området; 420 ng/l. Studier från andra delar av världen tyder på att halten PFOS i dagvatten varierar kraftigt mellan olika lokaler och vid olika tillfällen över tid (se till exempel Xiao m.fl. 2011). Den föreslagna schablonhalten för dagvatten är ungefär en faktor tio högre än den föreslagna schablonhalten för PFOS i atmosfärisk deposition. Givet den begränsade datamängden är detta ett högst osäkert värde.

Enskilda avlopp Ejhed m.fl. (2012) mätte PFOS i ytvattenrecipienter i Södertälje kommun, en sjö med tillrinnande bäckar, som var starkt påverkade av övergödning på grund av stora bidrag från enskilda avlopp. Halterna av PFOS var <0,5-0,79 ng/l i sjön och <0,5-2,5 ng/l i de diken där vattenprov togs. Dessa halter är mycket låga, helt i nivå med tidigare mätningar i bakgrundssjöar där man inte har någon känd påverkanskälla. Detta tyder antingen på att enskilda avlopp inte bidrar med några detekterbara halter PFOS eller att hushållen i området inte använde produkter med PFOS som kunde spridas via tvättvatten i enskilda avlopp till miljön. Någon schablonhalt avseende läckage av PFOS från enskilda avlopp har därför inte tagits fram i detta projekt. Uppmätta halter från reningsverk skulle kunna användas för att beräkna spridning från enskilda avlopp, men det kan vara en överskattning i utsläppen.

Konsumentprodukter Diffus spridning från konsumentprodukter innehållande PFOS täcks till viss del in av schablonhalter för dagvatten och utsläpp från kommunala

avloppsreningsverk. Övriga emissioner, till mark och ytvatten, bedömdes inte vara betydande i sammanhanget. PFOS i konsumentprodukter bör komma från varor tillverkade och/eller importerade innan begränsningen trädde i kraft 2008 (2006/122/EG, nu i REACH).

Lakvatten från deponier PFOS mättes i lakvatten från deponi i den nationella screeningen 2005 (n=4; Woldegiorgis m.fl. 2006) och i forskningsprojektet COHIBA (n=2; Kaj m.fl. 2011). I en litteraturstudie med genomgång av både svenska och utländska studier rapporteras inga ytterligare data (Sweco 2009).

Transport och infrastruktur (flygplatser) Norström och Viktor (2012) rapporterade i projektet RE-PATH om PFOS i flera olika produkter av hydraulolja, en användning som fortfarande är tillåten. Koncentrationen av PFOS i oljan var 1,5 - 3,6 µg/g olja. Förhöjda koncentrationer av PFOS rapporterades kring Landvetter och Arlanda från de brandövningsplatser där man tidigare använde PFOS-innehållande brandskum. Användning av PFOS i brandskum är sedan mitten av år 2011 förbjudet (REACH 1907/2006, 552/2009). Även avisningsmedel för flygplan och landningsbanor kan innehålla PFOS. Woldegiorgis m.fl. (2010) bedömde dock att utsläppen var försumbara (2,7 mg PFOS per ton avisningsmedel). Sammantaget tyder befintlig information på att nuvarande användning av PFOS på flygplatser inte generera betydande utsläpp och ingen schablonhalt föreslås därför.

2.3 Metaller

Data från tidigare projekt har använts där belastning av metaller beräknats för avrinningsområden i hela Sverige (Ejhed m.fl. 2010) och för Dalälven (Ejhed m.fl. 2012). I rapporterna finns utförligare beskrivning av underlag till beräkningarna och svagheter i underlagen än vad som är möjligt att presentera i denna sammanfattning.

För samtliga metaller står de diffusa källorna för merparten av den totala bruttobelastningen; för kadmium (Cd), koppar (Cu) och kvicksilver (Hg) mer än 80 % och för bly (Pb) och nickel (Ni) mer än 90 % (Ejhed m.fl. 2010). Zn har något lägre bidrag från diffusa källor, ca 77 % av totala bruttobelastningen. Atmosfärisk deposition utgör den främsta källan för alla metaller i skogsmark och övrig mark. I jordbruksmark är användningen av handelsgödsel en annan bidragande källa för kadmium och mineralfodertillsatser till djur tillför Cd, Zn, Cu och Ni som via stallgödsel når marken. Metallhalterna visar dock stora variationer beroende på lokala utsläppskällor och lokala variationer i nedfall, marktyp och hur metallerna rör sig inom ett avrinningsområde. Det finns också ett stort mörkertal, varav avfallsdeponier, utlakning från båtbottnfärger, färg och rostskydd, utsläpp från icke-rapporterande verksamheter, återcirkulation från sediment samt läckage från gamla gruvdeponier kan vara betydande. Ejhed m.fl. (2010) kunde dock visa att den modellerade bruttobelastningen gav resultat som var i samma storleksordning som uppmätt transport i flodmynningarna, vilket innebär att de största källorna troligen fanns inkluderade i datamaterialet. I beräkningar av belastningen av metaller är schablonhalter uttryckta för totalhalt av metallerna. Då effekten på ekosystemet i vatten ska bedömas bör den biotillgängliga delen av metallerna bestämmas. De källor som hanterades

i Ejhed m.fl. (2010) var skog, jordbruksmark, övrig mark, dagvatten i tätort, atmosfärisk deposition, reningsverk, industrier och enskilda avlopp.

I Ejhed m.fl. (2010) togs heltäckande depositionskartor för respektive metall fram baserat på mätningar av metaller i mossa och mätningar av metaller i nederbörd. Kartorna visade ett mönster med en syd-nord gradient och en öst-väst gradient i depositionen. Dessa kartor finns tillgängliga, men i den första versionen av påverkansanalysmodellen används schablonhalten i Stormtac för respektive metall.

I Ejhed m.fl. (2010) låg fokus på att ta fram belastning på nationell nivå och inte på enskilda vattenförekomster. Vägar ingick enbart inom tätort i markanvändningen som fanns tillgänglig i det projektet. I påverkansanalysmodellen ingår vägar i markanvändningen för hela Sverige och schablonhalter från Stormtac används. Schablonhalterna i Stormtac ger en mycket förenklad bild av det urbana bidraget och skulle kunna utvecklas vidare i ett fortsatt arbete genom att beskriva schablonhalterna beroende på parametrar av dubbdäcksanvändning, fordonsflottans sammansättning, snötäckt väg, fuktig vägbana, regnintensitet, regnfrekvens, ”stop-and-go” situationer, saltning, sandning och sopning. Schablonhalterna i Stormtac baseras på mätningar i avrinnande vatten i framför allt urban miljö, vilket innebär att de kan vara högre än halter i avrinnande vatten från vägar i andra delar av landet på grund av de ovan nämnda parametrarna. I urban miljö bidrar förutom trafik även byggnader och atmosfärisk deposition till halterna i avrinnande vatten. För att utreda åtgärdsbehov i urbana recipienter bör fördelningen av bidragen mellan trafik, byggnader och atmosfärisk deposition samt punktkällor genomföras baserat på tillgängliga förslag till schablonhalter och mängder (se t.ex. sammanställningar inom Jönsson 2011). För att ansätta de schablonhalterna behövs dock data i form av byggnads- och taktytor inom urban miljö.

2.3.1 Kadmium Cd

För Cd har läckage från skog och hygge samt atmosfärisk deposition beräknats vara de dominerande källorna.

2.3.2 Koppar Cu

För Cu är läckage skog och hygge den största diffusa källan. Cu visade sig ha något för låg beräknad transport i förhållande till uppmätt transport i flodmynningarna vilket tyder på att antagna schablonhalter kan vara för låga eller att det saknades källor i Ejhed m.fl. (2010). Cu är vanlig i båtottenfärg som antifoulingmedel och bör inkluderas som källa direkt till havet och till viss del även i sjöar med större marinor som har anknytning till havet där man kan anta användning av antifoulingmedel.

2.3.3 Kvicksilver Hg

För Hg har läckage från skog och hygge samt atmosfärisk depositionen beräknats vara de dominerande källorna. Till följd av hårdgjorda ytor blir de sekundära bidragen från dagvatten i tätort betydande. Det finns färre stationer med miljöövervakning av Hg i sjöar och vattendrag än övriga metaller i denna rapport. Ejhed m.fl. (2010) tog därför fram

samband mellan TOC halt och halt Hg, och använde de mer frekvent uppmätta halterna av TOC som grund för beräkningarna av schablonhalter av Hg från olika markanvändning. Resultaten för Hg är därför mer osäkra än för övriga metaller.

2.3.4 Nickel Ni

För Ni utgör de största diffusa källorna skog och hygge samt jordbruksmark. Ni visade sig ha något för låg beräknad transport i förhållande till uppmätt transport i flodmynningarna vilket tyder på att antagna schablonhalter kan vara för låga eller att det saknades källor i Ejhed m.fl. (2010).

2.3.5 Bly Pb

För Pb har läckage från skog och hygge samt atmosfärisk deposition beräknats vara de dominerande källorna. Halterna av Pb har minskat kraftigt tack vare minskningen av användningen av blyad bensin.

2.3.6 Zink Zn

För Zn är fördelningen mellan de diffusa källorna förhållandevis lika. Zn är en vanlig komponent i färg och rostskyddsmedel, som inte kunnat ansättas specifika schablonhalter. Dagvatten från tätortsytor borde dock inkludera dessa bidrag.

3 Moduler för beräkning av retention av organiska ämnen i mark och vatten

3.1 Retention i vatten

För att beräkna hur ett organiskt ämne fördelar sig och transporteras mellan angränsande matriser i akvatiska system måste man till att börja med bestämma koncentrationen i vattenmassan. Denna bör i möjligaste mån vara empiriskt bestämd genom mätning. För organiska ämnen är sådana mätningar av flera olika skäl dock sparsamt förekommande. Det är möjligt att uppskatta koncentrationen utifrån ett massbalansperspektiv genom att identifiera och kvantifiera tillflöden samt bortförel av ämnet ifråga.

Den grundläggande principen om massbalans är att den totala massan är konstant, dvs den tillförda mängden till ett visst system måste vara lika stor som summan av den bortförda mängden samt den kvarvarande mängden i systemet. Vid ett antagande om steady state (dvs inga förändringar över tid) där den tillförda mängden är konstant och de bortförda mängderna likaså konstanta kan vi beräkna den kvarvarande mängden i systemet eller dess koncentration.

Inflöde = Utflöde

I ett vattensystem där endast utflöde via vatten spelar roll skulle man kunna förenkla det som att:

$$N_{in} \text{ (g/år)} = G_{ut} \text{ (m}^3\text{/år)} * C \text{ (g/m}^3\text{)} \quad (1)$$

Förutsatt att man kvantifierat tillförseln (N) samt det utgående vattenflödet G_{ut} så kan koncentrationen beräknas och med kännedom om vattensystemets volym även den totala mängden i det studerade systemet.

Det finns emellertid ytterligare ett antal transportmekanismer som bör beaktas när man studerar organiska ämnen i akvatiska system. Utflödet med vattenmassan kan begränsas genom förångning (för flyktiga ämnen), dvs avgång till luft samt nedbrytning (särskilt reaktiva substanser). Dessutom sker ett aktivt utbyte med bottensedimenten vilket yttrar sig som partikulär transport (sediementation/resuspension) eller diffusivt utbyte mellan vatten och porvatten. Omfattningen av dessa processer beror på ämnets egenskaper i samverkan med de specifika förhållanden som råder i den aktuella vattenförekomsten. Massbalansen för ett sådant vattensystem är därmed vid steady state förhållanden:

$$\text{Inflöde(emission) + Resuspension + Diffusion} = \text{Utflöde}_{\text{vatten}} + \text{Förångning} + \text{Nedbrytning} + \text{Sedimentation} + \text{Diffusion}$$

Eftersom det nu är fråga om transport mellan olika faser (förångning, sedimentation) där koncentrationer uttrycks i olika enheter blir det genast ganska krångligt rent beräkningstekniskt. Av dessa skäl, och ännu fler som beskrivs i detalj i Mackay (2001), är det fördelaktigt att använda sig av fugacitet (f , med enhet Pascal, Pa) istället för koncentration, eftersom man då undviker ett flertal algebraiska komplikationer. Fugaciteten beskrivs bäst som ett inre tryck hos molekylerna, eller ”flykttendensen” hos ett ämne att lämna den fas den befinner sig i. En skillnad i fugacitet mellan två närliggande faser leder till transport i riktning från hög fugacitet till låg fugacitet. Vid jämvikt mellan två faser är fugaciteten densamma i båda dessa.

Nettoflödet från en fas i till en annan j kan beräknas enligt

$$N \text{ (mol/h)} = D_{ij} * (f_i - f_j) \quad (2)$$

där D_{ij} (mol/Pa×h) är en transportparameter som beskriver transporten mellan de två faserna, f_i fugaciteten i ursprungsmatrisen och f_j fugaciteten i mottagande matris.

Fugaciteten förhåller sig till koncentration enligt:

$$f_i = C_i / Z_i \quad (3)$$

där f_i = fugaciteten (Pa), C_i = koncentrationen (mol/m³) av ämnet i den aktuella fasen och Z_i = *fugacitetskapaciteten* (mol/m³ Pa) för ämnet hos den aktuella fasen. Den senare är ett mått på fasens/matrisens förmåga att behålla det aktuella ämnet, eller snarare hur ”gärna” ämnet befinner sig i den fasen.

Z-värden och D-värden beror av ämnets och matrisens egenskaper och flödes hastigheter och beräknas olika beroende på vilken fas det handlar om. Z- och D-värden sammanfattas för aktuella faser i **Tabell 5** och **Tabell 6** (Mackay, 2001). Genom att sätta upp en massbalansekvation för varje system kan vi beräkna koncentrationer och flöden inom och mellan de olika faser vi är intresserade av. Dessa processer beskrivs mer ingående nedan.

3.1.1 Intermediära samt advektiva transporter i akvatiska system

3.1.1.1 Partikulär sedimentation och resuspension

Sedimentationen av organiska ämnen i vattenförekomster styrs av dess fördelningskoefficient mellan partiklar och vatten (K_D), andelen partiklar i vattnet ν_p (vilken beräknas utifrån halten suspenderat material M_p/V_{vatten}), samt partiklarnas fallhastighet. Huvudsakligen är det innehållet av organiskt kol i partiklarna som styr sorptionen, då flertalet av de organiska ämnena är fettlösliga och sorption till mineraler anses försumbar (Mackay, 2001). För vissa ytaktiva substanser (exvis PFOS) skiljer sig sorptionsmekanismerna, men organiskt kol tycks även i detta fall ha betydelse (Tolls and Sijm, 2000). Fördelningskoefficienten K_D (L/kg) beräknas enligt:

$$K_D = x_{OC} \times K_{OC} \quad (4)$$

där x_{OC} är fraktionen organiskt kol i partiklarna (kg_{OC}/kg_{PART}). För vissa ämnen kan även andra parametrar såsom förekomsten av sot (sk "black carbon") ha betydelse för K_D . Ofta är det dock svårt att uppskatta fördelningskoefficienten mellan sot och vatten (K_{BC}). Dessutom är en förutsättning för att black carbon ska ha betydelse för sorptionen att koncentrationen av sorberande ämnen är låg och tillgången på BC är hög, vilket inte alltid är fallet, särskilt inte i bakgrundsmiljöer där pyrogent kol kan antas vara relativt sparsamt förekommande. I en förenklad modell kan det därför betraktas som tillräckligt att ta hänsyn till fördelningen mellan organiskt kol och vatten. Partikulärt organiskt kol utgör normalt ca 10 % av TOC (Cousins et al., 2009), dvs $POC = 0.1 \times TOC$. x_{OC} kan då beräknas utifrån susp-halten (M_p/V_{vatten}):

$$x_{OC} = 0.1 \times TOC / (M_p / V_{\text{vatten}}) \quad (5)$$

förutsatt att TOC och susp-halten anges i samma enheter (t ex mg/L). K_{OC} kan för de flesta organiska ämnen (undantaget ytaktiva substanser som exempelvis PFOS) uppskattas utifrån fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, K_{OW} . I generiska modeller används ofta förhållandet $K_{OC} = 0.41 \times K_{OW}$ (Karickhoff, 1981) eller $0.35 \times K_{OW}$ (Seth et al., 1999), där det senare använts i föreliggande studie, med undantag för PFOS där vi använt empiriska värden enligt rekommenderat förfarande i (Armitage et al., 2009). Sedimentationen i en vattenförekomst kan beräknas genom:

$$N \text{ (mol/h)} = f_w \text{ (Pa)} \times D_{SED} \text{ (mol/Pa h)} \quad (6)$$

Där f_w är fugaciteten i vattnet och D_{SED} är transportparametern för sedimentation. Denna definieras som produkten av sedimentationsflödet U_{SED} ($m^3/m^2 h$), den totala sedimentarean och Z -värdet för partiklar delat med partiklarnas densitet:

$$D_{SED} = A_{SED} U_{SED} Z_{w,s} \quad (7)$$

där $U_{SED} = F_{SED} / \rho_p$ där F_{SED} ($kg/m^2 h$), ρ_p är partikeldensiteten i kg/m^3 . Z_p bestäms av K_D -värdet och fugacitetskapaciteten i vatten:

$$Z_p = K_D \times Z_w \times \rho_p / 1000 \quad (8)$$

där ρ_p (kg/m^3) är partikeldensiteten. Ett typiskt värde för F_{SED} i svenska boreala sjöar är $1.06 g/m^2 dag$ (Håkanson and Jansson, 1983) eller $4.42 \times 10^{-5} kg/m^2 h$. I en genomsnittlig svensk sjö kommer ca 25 % av sedimenterade materialet att resuspenderas med en hastighet F_{RES} :

$$F_{RES} = 0.25 \times F_{SED} \quad (9)$$

eller uttryckt i volym:

$$U_{\text{RES}} \text{ (m}^3\text{/m}^2\text{ h)} = F_{\text{RES}}/\rho_p \quad (10)$$

Eftersom det resuspenderade materialet härrör från ytsedimenten bestäms resuspensionens storlek av fugaciteten i ytsedimenten och D-värdet för resuspension:

$$N(\text{mol/h}) = f_{\text{SED}} \times D_{\text{RES}}, \text{ där } D_{\text{RES}} = A_{\text{SED}} \times U_{\text{RES}} \times Z_{\text{P,SED}} \quad (11)$$

$Z_{\text{P,SED}}$ bestäms enligt ekvation (8) men med K_D -värdet för sediment, som bestäms enligt ekvation (4) dock med ett sedimentspecifikt värde för α_{OC} (schablonhalt enligt Mackay (2001) = 0.05).

Det totala Z-värdet för sediment, Z_{SED} , beräknas enligt:

$$Z_{\text{SED}} = v_p \times Z_{\text{P,SED}} + v_w \times Z_w \quad (12)$$

där v_p är volymfraktionen partiklar i sediment och v_w volymfraktionen vatten i sediment (porositeten).

3.1.1.2 Begravning i bottensedimenten

Sedimentation och resuspension utgör intermediära transportprocesser som förflyttar ämnet mellan vatten och sediment, dock utan att för den skull otillgängliggöra detta för vidaretransport till närliggande matriser (t ex luft). För att ämnet skall lämna det aktiva sedimentlagret och så att säga ”säkras” (förutsatt att ingen muddring eller liknande sker) krävs att ämnets begravs längre ner i bottensedimenten. Denna begraving styrs av bottarnas ackumulationstakt och utgör skillnaden mellan sedimentation och resuspension:

$$F_{\text{BUR}} = F_{\text{SED}} - F_{\text{RES}} \quad (13)$$

eller uttryckt i volym:

$$U_{\text{BUR}} = U_{\text{SED}} - U_{\text{RES}} \quad (14)$$

Nettoflödet till sediment, dvs begravingen kan då beräknas som:

$$N(\text{mol/h}) = f_{\text{SED}} \times D_{\text{BUR}}, \text{ där } D_{\text{BUR}} = A_{\text{SED}} U_{\text{BUR}} Z_{\text{P,SED}} \quad (15)$$

Koncentrationen i sediment kan därefter bestämmas enligt ekvation (3):

$$C_{\text{SED}} \text{ (mol/m}^3\text{)} = f_{\text{SED}}/Z_{\text{SED}} \quad (16)$$

3.1.1.3 Diffusion mellan vatten och sediment

Vattenlösliga, hydrofila ämnen sedimenterar inte i någon större utsträckning, eftersom de inte gärna binder till partikulärt organiskt kol. För dessa finns dock en betydligt större potential för diffusiv transport i till sediment i vattenfas (följt av fördelning till sedimentens porvatten). Diffusionen kan beskrivas med hjälp av ett D-värde, som bestäms av den totala sedimentarean, en masstransportkoefficient som bestämmer transporthastigheten över gränsskiktet mellan vatten och sediment (k_{DW} , m/h), Z-värdet för porvatten (Z_w , mol/m³ Pa), samt på sedimentsidan diffusionssträckan (Y_D , m) samt den molekylära diffusiviteten i vatten (B_{MW} , m²/h), dvs:

$$D_{\text{DW}} = \frac{1}{\frac{1}{k_{\text{DW}} A_w Z_w} + \frac{Y_D}{B_{\text{MW}} A_w Z_w}} \quad (17)$$

Diffusionen från vatten till sediment kan därefter bestämmas:

$$N(\text{mol/h}) = f_w \times D_{\text{DW}} \quad (18)$$

Och diffusionen från sediment till vatten:

$$N(\text{mol/h}) = f_D \times D_{\text{DW}}, \quad (19)$$

Dvs nettodiffusionen från vatten till sediment beräknas som:

$$N(\text{mol/h}) = D_{\text{DW}} (f_w - f_D) \quad (20)$$

Det totala D-värdet för transport mellan vatten och sediment DT_{WD} definieras enligt:

$$DT_{DW} = D_{SED} + D_{DW} \quad (21)$$

och mellan sediment och vatten:

$$DT_{DW} = D_{RES} + D_{DW} \quad (22)$$

3.1.2 Förångning

Förångning av flyktiga organiska ämnen genom diffusiv transport från vatten till luft kan stundtals vara betydande. Denna bestäms av koncentrationsskillnaden mellan vatten och luft (i löst respektive gasform) samt hastigheten på transporten i gränsskiktet mellan de två faserna. En väl etablerad modell för att beskriva denna process är den s.k. tvåfilmsmodellen (Whitman, 1923). I fugacitetsformat kan denna ekvation beskrivas som:

$$N = D_{VOL} (f_W - f_A) \text{ mol/h} \quad (23)$$

där D_{VOL} (mol/Pa×h) är transportparametern som beskriver förångningen. Denna kan beskrivas enligt:

$$\frac{1}{D_{vol}} = \frac{1}{D_W} + \frac{1}{D_A} = \frac{1}{k_W A Z_W} + \frac{1}{k_A A Z_A} \quad (24)$$

där D_w = transportparametern för vatten och D_A = transportparametern för luft. A står för arean av den studerade ytan (= sjöns area i m²), och k-värdena är masstransportkoefficienter som bestämmer hastigheten på transporten över gränsskiktet vatten/luft. Figur 1 visar principen för volatilisering från vatten och förklarar även var respektive k-värde bestämmer transporten. Z-värdena för luft och vatten definieras enligt:

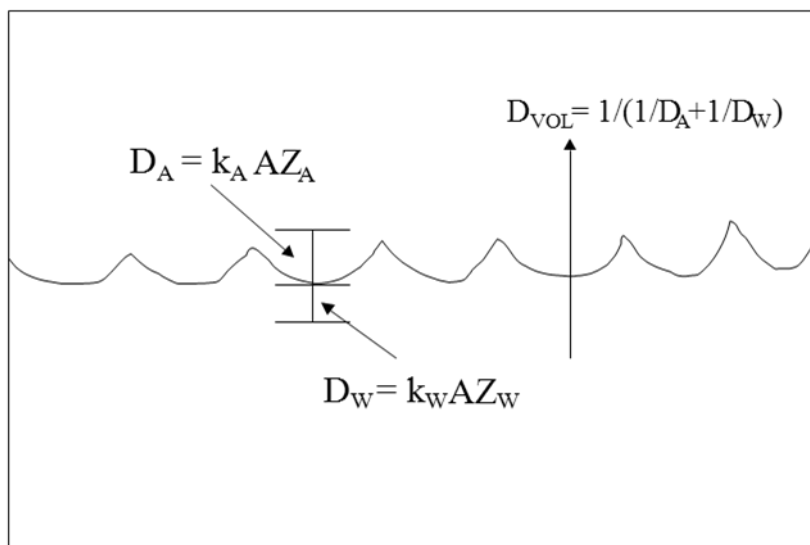
$$Z_A = 1/RT \quad (25)$$

där R är allmänna gaskonstanten = 8.314 J/mol K och T = temperaturen (K)

$$Z_W = 1/H = Z_A / K_{AW} \quad (26)$$

där H = Henry's Lags konstant (Pa m³/mol), och K_{AW} är fördelningskoefficienten mellan luft och vatten. k-värden kan inte mätas direkt. De måste antingen uppskattas eller beräknas utifrån direkta mätningar av luftavgången. Denna typ av mätningar görs inte särskilt ofta, och värden på masstransportkoefficienterna måste därmed oftast uppskattas. Detta kan göras utifrån vindhastigheten på 10 m höjd och s k Schmidt-koefficienter samt Schmidt-nummer, eller uppskattas med typiska värden enligt Mackay (2001):

$$k_W = 0.03 \text{ m/h}; \quad k_A = 3.0 \text{ m/h}$$



Figur 1. Förångning från vatten

3.1.3 Utflöde med vatten

En avgörande faktor för retentionen är förstås uppehållstiden i sjön, för vilken utflödes hastigheten är central. Denna bestämmer också transportparametern för advektivt utflöde av organiska ämnen:

$$D_{ADV} = G_{OUT} \times Z_{BW}, \quad (27)$$

där G_{OUT} är utflödet i m^3/h och Z_{BW} är Z -värdet för bulkvatten:

$$Z_{BW} = v_p \times Z_p + v_w \times Z_w \quad (28)$$

där v_p är volymfraktionen partiklar i vatten ($\approx 1 \times 10^{-12}$) och v_w volymfraktionen vatten (≈ 1).

Flödet ut med vatten kan sedan beräknas: $N_{ADV} \text{ (mol/h)} = f_w \times D_{ADV}$

3.1.4 Nedbrytning

En tredje process som man inte kan bortse ifrån när det gäller organiska ämnen är nedbrytningen. Olika ämnen har olika reaktivitet såväl i mark som i vatten, från PFOS, som är i princip inert, till exempelvis nonylfenol, med en halveringstid på ett par veckor. Därmed kan nedbrytningen som bortförelmekanism ha stor betydelse. Nedbrytningshastigheten uttrycks ofta som halveringstider ($T_{1/2}$) i olika miljömatriser. I komplexa matriser som t ex mark är de extremt svåra att mäta, p.g.a. markens heterogenitet, och den mångfald av processer som påverkar nedbrytningen. Därför är empiriska värden på nedbrytning sällsynta, och i de fall de förekommer högst varierande. I många fall kan det därför vara mer motiverat att använda en s.k. QSAR-modell för att bestämma halveringstiden av ett ämne. En vanligt använd sådan ingår i modellpaketet EPISuite (USEPA, 2011), vilken har använts i denna studie.

Från halveringstiderna definieras en hastighetskonstant k_R enligt:

$$k_R = \ln(2)/T_{1/2}$$

vilken sedan kan användas för att bestämma ett D -värde på denna bortförelmekanism:

$$D_R = k_R \times V_i \times Z_i$$

Där V_i och Z_i är volymen av respektive Z -värdet (fugacitetskapaciteten) hos den fas eller matris där nedbrytningen sker.

Nedbrytningen kan därefter beräknas enligt

$N(\text{mol/h}) = f_i \times D_R$ och konverteras till kg/h genom enhetsomvandling.

3.1.5 Massbalansekvationer

Slutligen, efter att ha definierat alla ingående flöden och parametrar kan vi teckna massbalansekvationer som kan användas för att bestämma storleken på alla ingående flöden, fugaciteter och koncentrationer. Eftersom vatten och sediment är kopplade till varandra får man för varje utloppsjö ett ekvationssystem enligt nedan:

$$\text{Vatten: } E_W + f_D \times D_{42} = f_W \times (D_R + D_{\text{SED}} + D_{\text{VOL,V}} + D_{\text{DW}} + D_{\text{ADV}}) = f_W \times DT_{\text{OUT,W}}$$

$$\text{Sediment: } f_W \times D_{24} = f_D \times (D_R + D_{\text{RES}} + D_{\text{DW}} + D_{\text{BUR}}) = f_D \times DT_{\text{OUT,D}}$$

Vilket efter diverse omflyttning ger:

$$f_W = E_W \times DT_{\text{OUT,D}} / (DT_{\text{OUT,W}} \times DT_{\text{OUT,D}} - D_{24} \times D_{42})$$

$$f_D = f_W \times D_{24} / DT_{\text{OUT,D}}$$

Varje flöde kan därefter beräknas var för sig ($D \times f$) och den totala koncentrationen vid steady state kan beräknas ($= f \times Z$).

3.1.5.1 Med förorenade sediment

När man har ett förorenat sediment används koncentrationen i sediment som en starthalt, istället för att beräknas utifrån utsläppet till vatten. Detta innebär att f_D är känd och används för att beräkna f_W samt intermediära flöden. Uttrycken för massbalansekvationerna är dock desamma.

3.1.6 Dynamiska beräkningar

Den meteorologiska modellen S-HYPE, som används för att beräkna vattenflöden etc. är dynamisk och beräknar varierande vattenflöden med tid. Även om variationen i belastningen på mark och i form av direkta kemikalieutsläpp till sjöar är okänd, är det av intresse att göra tidsupplösta beräkningar av fugaciteten i vatten och sediment, då dessa är beroende av faktorer såsom uppehållstiden i sjön, vilket i sin tur beror på vattenflödet.

För dynamiska simuleringar löses ekvationerna ovan istället i form av differentialekvationer, med givna startvillkor, ex.vis

$$f_W(0) = 0; f_D(0) = 0$$

$$\text{Vatten: } \frac{df_W}{dt} = \frac{1}{V_W Z_{BW}} (E_W + D_{42} f_D - DT_{\text{out,W}} f_W)$$

$$\text{Sediment: } \frac{df_D}{dt} = \frac{1}{V_D Z_{BD}} (D_{24} f_W - DT_{\text{out,D}} f_D)$$

3.1.6.1 Med förorenade sediment

Vid dynamiska beräkningar med ett förorenat sediment, justeras startvillkoret så att $f_D(0) = x$ Pa. Minns att $f_D = C_D / Z_D$, där

$$C_D (\text{mol/m}^3) = C_D \left(\frac{g}{kg TS} \right) \times \frac{(1-\emptyset)\rho_p}{M_W}$$

Och ϕ = porositeten i sediment, ρ_p är partikeldensiteten och M_w molekylvikten (g/mol).

3.2 Retention i mark

När ett organiskt ämne släpps ut i mark finns det i princip fyra alternativa vägar. Det kan brytas ned m h a bionedbrytning, det kan förångas, rinna av till ytvatten eller transporteras till grundvatten. Och en viss andel ligger förstås kvar i marken. Vid steady state gäller dock att tillförseln är lika stor som bortförseln:

Inflöde = Ytavrinning + Förångning + Nedbrytning + Transport till grundvatten

De processer som är aktuella i markfallet beskrivs i detalj nedan.

3.2.1 Avrinning till ytvatten

Avrinning till ytvatten av organiska ämnen kan ske i partikulär form eller löst i vattenfas, och beror på avrinningshastigheten, andelen partiklar i avrinnande vatten samt halten organiskt kol i dessa, och ämnets K_D -värde (halten organiskt kol ingår som en del i K_D -värdet). Man kan anta att andelen organiskt kol i partiklar i avrinnande vatten är densamma som i den mark som avrinningen sker ifrån:

$$DT_{sw} = D_{ww} + D_{sw}$$

$$D_{ww} = U_{ww} * A_s * Z_w$$

Där A_s är den totala ytarean av marken och $U_{ww} = G_{ww} * C$, där G_{ww} är den totala avrinningen (m/h) och avrinningskoefficienten C beskriver andelen av avrinningen som går till ytvatten (resten till grundvatten).

Avrinningen med partiklar beräknas då enligt:

$$D_{sw} = U_{sw} * A_s * Z_{ss}$$

Där $U_{sw} = U_{ww} * v_p$ är avrinningen av partiklar (v_p = volymfraktion partiklar i avrinnande mark), Z_{ss} är Z-värdet för fasta partiklar i mark som bestäms enligt ekvationerna (4) samt (8) med ett markspecifikt värde på x_{OC} (typiskt ca 2 %).

3.2.2 Transport till grundvatten

Beroende på var man sätter sina systemgränser kan transport till grundvatten ses som en bortförselmekanism eller som en intermediär transport. Oavsett vad kan den uppskattas genom följande ekvation:

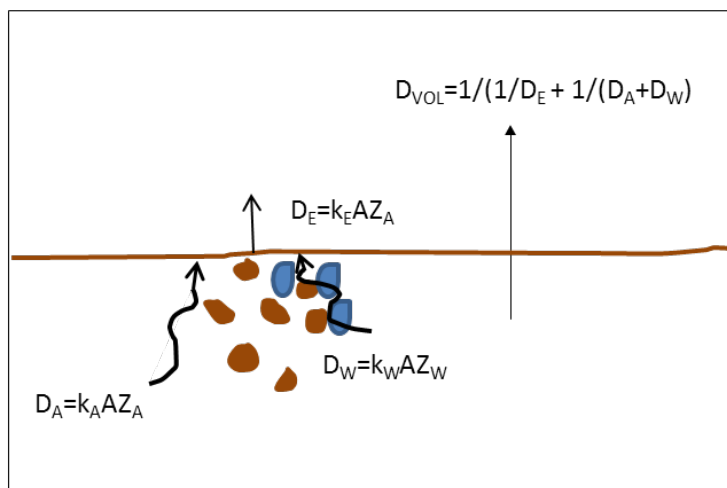
$$N_{GW} \text{ (mol/h)} = D_{GW} * f_s$$

$$D_{GW} = G_{ww} * (1-C) * A_s * Z_w$$

3.2.3 Förångning

Förångning från mark sker enligt samma principer som för vatten men med skillnaden att diffusionen på marksidan sker i två parallella faser, i porvatten och i porluft. Därmed blir det två parallella D-värden för diffusionen på marksidan (se Figur 2), och det totala D-värdet bestäms enligt:

$$\frac{1}{D_{vol}} = \frac{1}{D_E} + \frac{1}{D_A + D_W} = \frac{1}{k_E A Z_A} + \frac{1}{k_A A Z_A + k_W A Z_W} \quad (13)$$



Figur 2. Förångning från mark

3.2.4 Massbalanskvationer mark

Massbalanskvationen för varje markmodul ser ut som följer:

$$E_s = D_R * f_s + D_{T_{SW}} * f_s + D_{GW} * f_s + D_{VOL,S} * f_s = f_s * (D_R + D_{T_{SW}} + D_{GW} + D_{VOL,S}) = f_s * D_{OUT,S}$$

Ur dessa samband löses f ut och varje flöde kan beräknas var för sig (D*f) och den totala koncentrationen vid steady state kan beräknas (=f*Z).

3.2.4.1 Med förorenad mark

Om koncentrationen i mark är känd (som i fallet med förorenad mark), kan denna användas för att beräkna flöden ut från marken. I detta fall antar man att koncentrationen är så hög att den inte påverkas nämnvärt av ytterligare tillförsel (E_s) och flödena i form av avrinning etc. beräknas enbart utifrån koncentrationen i mark.

Tabell 5. Z-värden

Matris	Definition av Z-värde (mol/m ³ Pa)	Termdefinition
Luft	$Z_A = 1/RT$	R = Allmänna gaskonstanten = 8.314 Pa m ³ K ⁻¹ mol ⁻¹ T = temperatur i K
Vatten	$Z_W = 1/H = Z_A/K_{AW}$	H = Henry's Lags konstant, K _{AW} = fördelningskoefficienten mellan vatten och luft
Partiklar i mark, vatten och sediment	$Z_{i,S} = K_{D,i} \times Z_W \times \rho_{iS}/1000$	K _{D,i} = fördelningskoefficienten mellan partiklar och vatten i matris i (vatten, mark eller sediment, se text), K _{D,i} = $\alpha_{OC,i} \times K_{OC}$, ρ_{iS} = densitet av partiklar i matris i (kg/m ³)
Bulkvatten	$Z_{BW} = Z_W + v_{WS} \times Z_{WS}$	v _{WS} = volymfraktion partiklar i ytvatten
Bulkmark	$Z_{BS} = v_A \times Z_A + v_W \times Z_W + v_{SS} \times Z_{SS}$	v _A , v _W , v _{SS} = volymfraktion luft, porvatten samt partiklar i mark
Bulksediment	$Z_{BD} = v_W \times Z_W + v_{DS} \times Z_{DS}$	v _W , v _{DS} = volymfraktion porvatten samt partiklar i sediment

Tabell 6. D-värden

Transport	Process	Process D (mol/Pa×h)	Total D (mol/Pa×h)	Comment
Vatten – luft Förångning	Diffusion på luftsidan	$D_A = k_A A_W Z_A$	$D_{VOL} = 1/(1/D_A + 1/D_W)$	A är den totala ytvattenarean
	Diffusion på vattensidan	$D_W = k_W A_W Z_W$		
Mark-luft förångning	Diffusion på marksidan	I porluften: $D_{SA} = k_A A_S Z_A$ I porvatten: $D_{SW} = k_W A_S Z_W$	$D_{VOL,S} = 1/(1/(D_{SA} + D_{SW}) + 1/D_E)$	A _S är den totala markarean k _A , k _W och k _E är transportkoefficienten för porluft och porvatten medan k _E är transportkoefficienten för gränsskiktet på luftsidan.
	Diffusion på luftsidan	$D_E = k_E A_S Z_A$		
Mark – ytvatten Avrinning	Partikelavrinning	$D_{SW} = A_S \times G_{WW} \times Z_{SS} \times v_{SS}$	$D_{T_{SW}} = D_{SW} + D_{WW}$	G _{WW} är avrinningen (m ³ /h), v _{SS} är andelen partiklar i avrinnande vatten
	Porvattenavrinning	$D_{WW} = A_S G_{WW} Z_W (1 - v_{SS})$		
	Diffusion	$D_{DW} = 1/(1/k_{DW} A_W Z_W + Y_D/B_{MW} A_W Z_W)$	$D_{T_{WD}} = D_{DW} + D_{SED}$ $D_{T_{DW}} = D_{DW} + D_{RES}$	k _{DW} = masstransportkoefficient mellan sediment och vatten (= 0.01 m/h), Y _D = diffusionssträckan = 0.5*djupet, B _{MW} = molekylär diffusivitet = 4×10 ⁻⁶ m ² /h)
	Sedimentation	$D_{SED} = A_W U_{SED} Z_{WS}$		$U_{SED} = F_{SED}/\rho_p$
Vatten-sediment	Resuspension	$D_{RES} = A_W U_{RES} Z_{DS}$		$U_{RES} = F_{RES}/\rho_p$
Begravning i sediment	Burial	$D_{BUR} = D_{SED} - D_{RES}$ eller $D_{BUR} = A_W U_{BUR} Z_{DS}$		
Nedbrytning/Reaktion		$D_{Ri} = k_{Ri} V_i Z_{i,tot}$		k _R = kinetisk nedbrytningskonstant = Ln2/HL; V _i = volymen av matris i, Z _{i,tot} = Z-värdet i matris i
Advektivt utflöde med vatten		$D_{ADV} = G_{OUT} Z_{BW}$		G _{OUT} = utflöde med vatten;
Transport mark grundvatten	-	$D_{GW} = U_{GW} A_S Z_W$		U _{GW} är grundvattenflödet per timme (m ³ /h)
TOTAL D-values ut från matriser				
Vatten		$D_{OUT,W} = D_{VOL} + D_{SED} + D_{ADV} + D_{RW} + D_D$		
Sediment		$D_{OUT,D} = D_{RES} + D_{BUR} + D_{RD} + D_{DW}$		
Mark		$D_{OUT,M} = D_{VOL,S} + D_{T_{SW}} + D_{GW} + D_{RS}$		

Ämnesspecifika indata	Molekylvikt	LogKow	Organiskt kol-vatten fördelningskoefficient	Henry's Lags konstant	Luft-vatten fördelningskoefficient	Halveringstid vatten	Halveringstid vatten	Halveringstid sediment
Symbol	MW		Koc	H	Kaw	HLw	HLs	HLd
Enhet	g/mol	-	L/kg	(Pa m ³ /mol)		h	h	h
Bensen	78.11	2.17	5.18E+01	5.56E+02	2.24E-01	900	1800	8100
2,3,7,8-TCDD	322	6.8	2.21E+06	5.07E+00	2.04E-03	4320	8640	38900
HCB	284.78	5.8	2.21E+05	1.72E+02	6.95E-02	4320	8640	38900
HBCDD	641.7	5.77	2.06E+05	4.95E-03	2.00E-06	1440	2880	13000
PFOS	538.23	-	3.16E+02	-	1.00E-08	infinite	infinite	infinite
Diklofenak	296.15	4.02	3.66E+03	4.79E-07	1.93E-10	900	1800	8100
Nonylfenol	220.36	5.76	2.01E+05	3.45E+00	1.39E-03	360	720	3240
Oktylfenol	206.33	5.5	1.11E+05	8.71E-01	3.52E-04	360	720	3240
DEHP	390.6	7.73	1.88E+07	1.77E-01	7.14E-05	360	720	3240
Fluoranthene	202.26	5.16	5.06E+04	8.27E-02	3.34E-05	1440	2880	13000
Diflufenikan	394.3	4.9	2.78E+04	3.29E-02	1.33E-05	4320	8640	38900
Isoproturon	206.29	2.84	2.42E+02	1.13E-05	4.58E-09	900	1800	8100

4 Retention av metaller

Metoden för att beräkna retentionen av metaller har utarbetats i Ejhed m.fl. (2012). Den metoden är en förenkling av Lindström och Håkansson (2001) för att kunna användas baserat på nationellt tillgängliga data.

Enligt Ejhed m fl. (2012) används ekvationerna nedan:

Retentionen (Ret) i % per sjö beräknas enligt följande:

$$Ret = 100 \times R_{sed} / (R_{sed} + R_{out}) \quad (F 1)$$

$$R_{sed} = PF \times U / Dm \quad (F 2)$$

Där:

R_{sed} = andel metaller som sedimenterar

R_{out} = andel metaller som transporteras i utgående vatten (beskrivs i Tabell 7).

PF = partikulär fraktion (dimensionslös) Nya data har tagits fram i Ejhed m.fl. 2012 för respektive metalls värde med undantag för Hg.

U = fallhastighet (m/år) (Lindström och Håkansson, 2001, se Tabell 8)

Dm = medeldjup (m)

Tabell 7. Algoritmer för att beräkna utflödet (R_{out}) av metaller, baserat på empiriskt funna samband mellan sjömorfologi och genomströmning av cesium-137 efter Tjernobylolyckan. Från Håkanson et al. (1996).

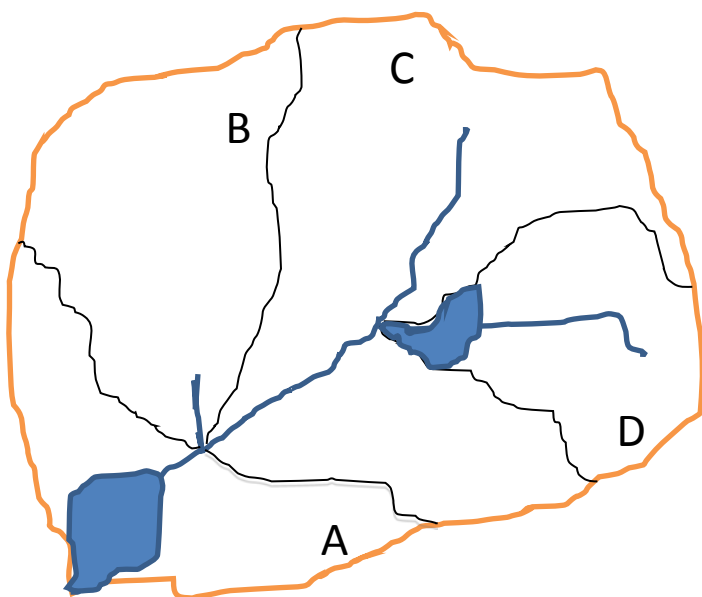
Villkor	Formel för R_{out}	Formel nr
om $T < 0,08$: där: $T = \text{area} \times Dm / (31,536 \times Q)$ $\text{area} = \text{sjöarea (km}^2\text{)}$ $Q = \text{tillrinning (m}^3\text{/s)}$	$R_{out} = H_k^* / T$	formel 3
Annars, om $\text{area} < 0,1$:	$R_{out} = H_k^* / T^{(1-0,5/T)}$	formel 4
Annars:	$R_{out} = H_k^* / T^{((30/(T+30-1)+0,5)/1,5)}$	formel 5

H_k^* = Håkansons konstant (1,386)

Tabell 8. Fallhastighet (U , m/år) för olika metaller (Från Lindström & Håkanson, 2001).

Metall	U
Cd	100
Cr	50
Cu	50
Hg	50
Ni	100
Pb	50
Zn	100

Nettobelastningsmodellen beskrivs enligt nedanstående ekvationer samt en schematisk skiss för ett avrinningsområde med fyra länkade mindre delavrinningsområden. Två områden har sjöar med retention och två saknar sjöareal. (Figur 3).



Figur 3. Schematisk skiss av modellen som beräknar nettobelastningen med fyra tillrinningsområden, A-D varav endast två har sjöareal (A och D)

Exempel som beskriver nettobelastningen från område A (NL_{UT}) beskrivs enligt ekvationerna:

$$NL_{UT} = NL_A = (GL_A + NL_B + NL_C + NL_D) * (1 - Ret_A) \quad \text{formel 6}$$

$$NL_B = GL_B \quad \text{formel 7}$$

$$NL_C = GL_C + GL_D(1 - Ret_D) \quad \text{formel 8}$$

$$NL_D = GL_D(1 - Ret_D) \quad \text{formel 9}$$

där

NL = Nettobelastning; GL = Bruttobelastning; Ret = Retention.

4.1 Partikulär andel metaller

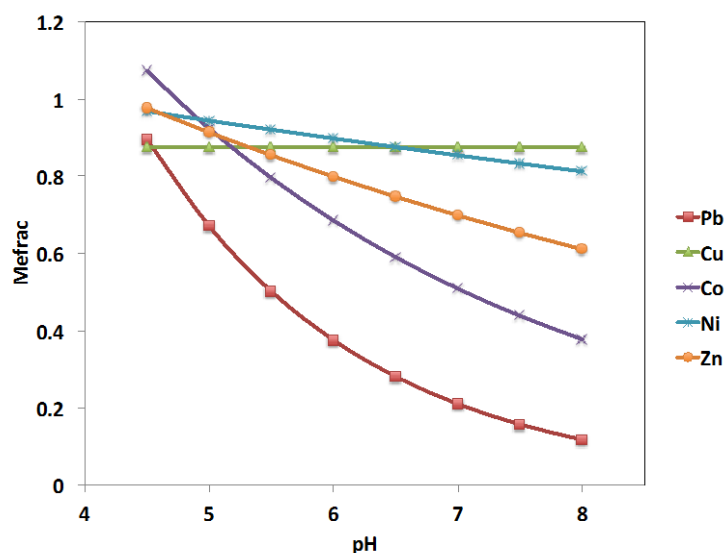
Inom rapporten Ejhed m.fl (2012) tog Stefan Köhler, SLU fram empiriska samband för att beskriva andelen partikulärt bunden metallkoncentration. Me_{frac} (löst andel metaller) skattas som:

$$Me_{frac} = Me_f / Me_{tot} \quad \text{formel 10}$$

Där Me_f är koncentration i filtrerat prov och Me_{tot} koncentrationen i ofiltrerat prov. För de metaller som bara är metallhalts- och pH-beroende kan ekvationerna plottas som funktion av pH. För många metaller är pH den dominerande faktorn (Figur 4). Enligt de framtagna regressionskvationerna påverkas metallarna Pb, Co och Zn mest av pH. Vid pH värden över 7 så kan 80 % av Pb, 50 % av Co och 30 % av Zn föreligga i partikulär form. Mer detaljerade analyser av detta finns i Appendix B i Ejhed m.fl. (2012).

Tabell 9. Ekvationer som kan användas för att skatta andel metaller som är lösta (Me_f) i ug/l. Utöver de redan nämnda metallerna redovisas även data för kobolt (Co), arsenik (As), aluminium (Al) och järn (Fe). Rmse= uppskattade medelfelet, Q²= motsvarande R² Nash-Sutcliffe vid analys med valideringsdata.

		Rmse (ppb)	Q ²
Fe _f	$\text{Exp}(0.367 + 1.07 * \text{Ln}(\text{Fe } \text{''}\mu\text{g/l''}) - 0.220 * \text{pH})$	33	0.94
Al _f	$\text{Exp}(-0.625 + 1.11 * \text{Ln}(\text{Al } \text{''}\mu\text{g/l''}) - 3.99 * \text{SO}_4 \text{''mekv/l''})$	19	0.90
Pb _f	$\text{Exp}(2.50 - 0.548 * \text{pH} + 0.757 * \text{Ln}(\text{Pb } \text{''}\mu\text{g/l''}))$	0.10	0.71
Cu _f	$\text{Exp}(-0.133 + 0.918 * \text{Ln}(\text{Cu } \text{''}\mu\text{g/l''}))$	0.22	0.99
Co _f	$\text{Exp}(1.41 + 0.991 * \text{Ln}(\text{Co } \text{''}\mu\text{g/l''}) - 0.298 * \text{pH})$	0.024	0.77
Ni _f	$\text{Exp}(0.192 + 1.01 * \text{Ln}(\text{Ni } \text{''}\mu\text{g/l''}) - 0.0500 * \text{pH})$	0.087	0.97
As _f	$\text{Exp}(-0.427) + 0.972 * \text{Ln}(\text{As } \text{''}\mu\text{g/l''}) + 0.0543 * \text{Ln}(\text{Al } \text{''}\mu\text{g/l''})$	0.019	0.94
Cd _f	$\text{Exp}(-0.342 - 0.0833 * \text{pH} + 0.159 * \text{Ln}(\text{Fe } \text{''}\mu\text{g/l''}) + 1.08 * \text{Ln}(\text{Cd } \text{''}\mu\text{g/l''}))$	0.019	0.99
Zn _f	$\text{Exp}(0.579 + 1.05 * \text{Ln}(\text{Zn } \text{''}\mu\text{g/l''}) - 0.134 * \text{pH})$		



Figur 4. Beräkning av Me frac för metallerna bly (Pb), koppar (Cu), kobolt (Co), nickel (Ni) och zink (Zn) som funktion av pH.

Resultat av de mätningar av partikulär andel metaller som används i den föreliggande retentionsansatsen har sammanställts för hela Dalälvens avrinningsområde inom Ejhed m.fl (2012) och presenteras i **Tabell 10** (PF_{ny}). Det är relativt stor skillnad i partikulär andel

metaller jämfört med tidigare tillgängliga värden (PF) för Cd och Ni (Hg har inte ingått i det nya mätprogrammet). Det tyder på att det är stor lokal skillnad i den partikulära andelen av metaller vilket ger stor osäkerhet i beräkningarna i påverkansanalysmodellen om inte lokala data sätts in.

Tabell 10. Partikulär andel metaller (PF) enligt tidigare tillgängliga data (Lindström och Håkanson 2001) och andel partikulära metaller i Dalälven PF_ny av Stephan Köhler, SLU (Ejhed m.fl 2012).

Metall	PF	PF_ny
Cd	0.15	0.25
Cr	0.11	0
Cu	0.18	0.12
Hg	0.92	0.92*
Ni	0.07	0.14
Pb	0.42	0.58
Zn	0.17	0.22

*Har inte inkluderats i mätprogrammet i ejhed m.fl. (2012).

Variationerna i resultaten av partikulär andel metaller presenteras som 25 percentilen, median och 75 percentilen för Mefrac ; $PF = 1 - Mefrac$ i **Tabell 11**. Det är stor variation i resultaten som delvis beror på osäkerheter i den kemiska analysen av metallerna, men även på grund av de stora variationer i styrande parametrar, t.ex. pH, som råder i Dalälvens avrinningsområde.

Tabell 11. Variation i resultat för partikulär andel metaller.

Metall	25 percentilen	median	75 percentilen
Cu	0.76	0.87	1.00
Zn	0.74	0.89	1.00
Pb	0.29	0.51	0.67
Cd	0.72	0.86	0.99
Cr	0.73	0.88	1.05
Ni	0.8	0.88	0.95

Vid test av specieringsmodellen MINEQL i Dalälvens avrinningsområde (Ejhed m.fl 2012), visades att de empiriska sambanden som tagits fram inom rapporten, bättre motsvarade den uppmätta fördelningen för de olika metallerna än modellen MINEQL lyckades med. Ytterligare studier av fördelningen av partikulärt respektive löst andel metall vore värdefullt för att förbättra modellen och minska osäkerheten i resultaten.

4.2 Förorenad mark - metaller

Beräkningar av belastningen av metaller från förorenad mark till vatten baseras på riktvärdesmodellens (NV rapport nr 5976 år 2009) ansats med fördelningskoefficienten, K_d , som styrande för hur stor del av metallerna som går i lösning till porvattnet och som kan transporteras till vattenförekomsten. I riktvärdesmodellen anges en ekvation som är allmängiltig för både organiska föroreningar och för metaller, där även data om DOC och Henrys konstant ingår, men dessa styr enbart de organiska föroreningarnas fördelning på samma sätt som beskrivs i denna rapport för organiska föroreningar. För metaller är sambandet mellan torrviktskoncentrationen av metallen i marken och löst porvattenkoncentration enbart:

$$C_w = C_s / K_d$$

Där C_w är koncentrationen i porvattnet (mg/l), C_s är total koncentration av förorenande metall i marken (mg/kg TS) och K_d är fördelningskoefficienten mellan jord och vatten (l/kg). Transporten (kg/år) från det förorenade området beskrivs sedan genom multiplikation med den avrinning som sker från marken (mm/år eller l/m², år).

Fördelningskoefficienterna i riktvärdesmodellen är empiriskt baserade på lakteter i laboratoriemiljö och har relativt stora osäkerheter. Parametrar som innebär ytterligare ännu större osäkerheter i beräkningen är de platsspecifika förutsättningarna pH, redoxpotential och förekomsten av specier som konkurrerar om adsorptionsplatserna i marken samt opåverkat nedströms markområde som skulle kunna adsorbera förorenande metaller. I påverkansanalysmodellen som sätts upp för hela Sverige kan inte dessa parametrar tas fram från nationella databaser utan detta måste genomföras i mer detaljerade beräkningar för de enskilda förorenade områdena. Påverkansanalysmodellen som baseras på riktvärdesmodellen ger i viss mån den maximala transporten av föroreningar från marken eftersom K_d värdena är bland de högsta i pH intervallet som riktvärden utvecklats för, de har testats med större volym vatten mot kg fast fas relation än i verklig mark, vilket ger högre utlakning än i verkligheten (Elert m.fl. 2006) och eftersom inte eventuell fastläggning i opåverkade områden nedströms förorenade marken räknas med. Variationerna i K_d med olika pH som uppmätts i lakteter som visar osäkerheten i värdet av K_d i **Tabell 12** kan studeras vidare i Elert m.fl. (2006).

Tabell 12. Urval av Kd värden enligt riktvärdesmodellen (NV rapport nr 5976 2009).

Metall	Kd (l/kg)
Pb	1800
Cd	200
Cu	600
Hg	300
Ni	300
Zn	600

4.3 Förorenade sediment- metaller

Transporten av metaller från förorenade sediment beror på faktorerna diffusion, resuspension och biologiskt upptag. Antagande att förorenade sediment ansamlats på ackumulationsbotten och att det råder steady state ger förenklade samband för transporten. Resuspension sker framförallt på erosions- och transportbottnar samt vid vattenverksamhet vilket är lokala förutsättningar som måste sättas utifrån lokal kännedom eller ansättas med modeller baserat på lokala data. Diffusionen antas vara den mest betydelsefulla processen för förorenade sediment som kan beskrivas i en generell modell för ackumulationsbottnar. Diffusionen beskrivs i ”strategi för riskbedömning av förorenade sedimen” (NV rapport nr 5886 år 2008) som beroende på sedimentets porositet, vindlingsfaktor, ämnesspecifika diffusionskoefficienten, sedimentdjupet och koncentrationsgradienten från porvattnet till sediment – vattenytan. Koncentrationen i porvattnet uttrycks ofta i form av en fördelningskoefficient, Kd, multiplicerad med en torrviktskoncentration av föroreningen i sedimentet. Alla faktorer beror på de lokala förutsättningarna som redox förhållanden, salthalt, partikelkoncentration, organiskt material och tillgång till black carbon, vilka kan variera under olika säsonger beroende på vattenskiktning mm. Dvs det är svårt att generalisera samtliga faktorer på ett rimligt sätt och inom tidsramen för detta projekt fanns inte möjlighet att göra det. Istället används generella diffusionskonstanter för respektive metall (Tabell 13) baserat på Lindström och Håkansson (2001).

Tabell 13. Diffusionskonstanter, dvs andel metaller som diffunderar ut ur de översta 5 cm sedimenten per år (Lindström och Håkansson 2001).

Metall	Diffusionskonstant (%/år)
Cd	3.5
Cr	0.35
Cu	0.35
Hg	0.35
Ni	0.35
Pb	0.35
Zn	3.5

$$Tot Me_{Diff} = K_{diff} * C_{TS} * TS * \rho_{sed} * 0.05 * A$$

Tot Me_{diff} = Mängd metall som diffunderar ur sedimenten per år (kg/år)

K_{diff} = tabell

C_{TS} = Torrsvikt-koncentration metall torrsubstans mg/kg TS

TS = Torrhalt 0-25 % i ackumulationsbottnar, 12,5 % ansätts om inga data finns

ρ_{sed} = Densitet sediment kan ansättas 1.0 kg/m³ om inga data finns

A = area förorenade sediment m²

Man räknar då med att diffusion äger rum ifrån översta 5 cm av sedimenten. Vattenmyndigheten har samlat in information om EBH-områden och har försökt få tag i information om utbredningen av förorenade sediment, men eftersom den informationen inte fanns tillgänglig överallt används ett generellt antagande om arean i varje EBH-område för att beräkna diffusionen av metaller. Vattenhalten i ytsediment bör vara > 75 % för att sedimentet skall kunna karakteriseras som en ackumulationsbotten (Håkanson and Jansson, 1983). Om inga data finns uppmätta av torrsubstanshalten (TS), kan medelvärdet 12.5 % ansättas. Densiteten hos det förorenade sedimenten kan också variera, men om inga data finns uppmätta kan densiteten ansättas värdet 1.0 kg/m³ för ackumulationsbottnar (pers komm Magnus Karlsson IVL)

Referenser

För schablonhalterna listas alla referenser som använts i referenslistan.

Bensen

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03 av följande undersökningar:

Nationell screening, 2008, Methyl tert-butyl ether (MTBE) and Ethyl tert-butyl ether (ETBE)

Screening, 2009, Broad substance screening of stormwater runoff

Stormtac (<http://stormtac.com>) Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen Uploaded 2012-03-15

Stormtac (<http://stormtac.com>) Standard concentrations for storm water and base flow Uploaded 2012-03-15

Organiska riskämnen i lakvatten Sweco Rapport för NV 2009

SMP Summa utsläpp till vatten per bransch och ämne (kg/år) utsläppsåret 2011

DEHP

Andersson, H, Palm Cousins, A., Brorström-Lundén, E., Wickman, T., Pettersson, M., Holmström, K., Parkman, H., Fischer, S., (2012) Summary report SWEDEN Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. January 2012. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Kaj L., Allard A., Andersson H., Hageström U., Brorström-Lundén E., Schultz L., Munne P., Nakari T., Schultz E, Fulara I, Wypych J., Manko T., Kwosek M. and Czaplicka M. (2011) WP3 National report Sweden. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

KEMI (2012) <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Ftalater/>

<http://www.kemi.se/sv/Innehall/Nyheter/Forbjudna-ftalater-hittade-i-leksaker/>

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03

Diflufenikan

ECB, European Chemicals Bureau 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment – Part II. Report EUR 20418 EN/2.

KemI 2012. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2011. Sveriges officiella statistik. Kemikalieinspektionen.

KemI 1997. Ämnesblad diflufenikan. <http://apps.kemi.se/bkmregoff/> 2012-10-18

Kreuger J., Adielsson S., och Kylin H. 2006. Monitoring of pesticides in atmospheric deposition in Sweden 2002-2005. report to Swedish Environmental Protection Agency Contract No 211 0543. Uppsala 2006. Technical report 103.

Diklofenak

Andersson, J., Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Svenson, A., Brorström-Lunden, E., Dye, C., Schlabach, M., (2006) Results from the Swedish National Screening Programme 2005. Subreport 1: Antibiotics Antiinflammatory substances and Hormones. IVL Rapport B1689.

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03 av följande undersökningar:

- Nationell screening, 2005, Antibiotics, Anti-inflammatory substances and Hormones
- Nationell screening, 2010, Läkemedel

Ejhed, H., Magnér, J., Olshammar, M., Remberger, M., Nordström, K., Lilja, K., Bibi, B., Reimer, K.-A. (2012) Enskilda avlopp som källa till läkemedelsrester och andra kemikalier IVL rapport B2070

Dioxin

Andersson, H, Palm Cousins, A., Brorström-Lundén, E., Wickman, T., Pettersson, M., Holmström, K., Parkman, H., Fischer, S., (2012) Summary report SWEDEN Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. January 2012. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications/2012-10-18

Naturvårdsverket (2009) Betydelse av pentaklorfenolbehandlat trä för spridning av dioxiner i miljön NV rapport 5911

Naturvårdsverket (2009) Sources, transport, reservoirs and fate of dioxins, PCBs and HCB in the Baltic Sea environment NV rapport 5912

Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från 2010 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2010. Beställare Naturvårdsverket Kontrakt 219 1013. Utförare Umeå Universitet.

Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2009 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2009). Beställare Naturvårdsverket Kontrakt 219 0710 Utförare Umeå Universitet.

Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2008 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2008). Beställare Naturvårdsverket Kontrakt 219 0710 Utförare Umeå Universitet.

SCB (2012) Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010. Kommunala reningsverk, skogsindustri samt övrig industri. Statistiskt meddelande MI 22 SM 1201

Fluoranten

Luftdatabasen, ivl.se

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03
Stormtac, Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen, 20120802

HBCDD

Andersson, H, Palm Cousins, A., Brorström-Lundén, E., Wickman, T., Pettersson, M., Holmström, K., Parkman, H., Fischer, S., (2012) Summary report SWEDEN Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. January 2012. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Kaj L., Allard A., Andersson H., Hageström U., Brorström-Lundén E., Schultz L., Munne P., Nakari T., Schultz E, Fulara I, Wypych J., Manko T., Kwosek M. and Czaplicka M. (2011) WP3 National report Sweden. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Nielsen U., Fredskilde J.W.L., Madsen K.B., Rasmussen J., Rindel K., Fink N., Holten lützhøft H.C., Munne P., Sainio P., Nakari T. och Schultz E. 2010. WP3 Innovative Approaches to Chemical Controls Of Hazardous Substances Results from chemical analysis, acute and chronic toxicity tests in Case Studies. Danish National Report. <http://www.cohiba-project.net/publications> 2012-10-18

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03

HCB

Luftdatabasen, [ivl.se](http://www.ivl.se)

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03

Stormtac (<http://stormtac.com>) Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen Uploaded 2012-03-15

Isoproturon

Baun et al. 2004. Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills- chemical analysis and toxicity tests. 12 July 2004

Bayer, Cougar Produktinformation Herbicid – Bekämpningsmedel — Klass 2 L – Reg Nr 3082. <http://www.bayercropscience.se/produkter/cougar/> 2012-10-18

Birch H., Mikkelsen P.S., Jensen J.K. och Lützhøft H.C. 2011. Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. Water Sci Technol. 2011;64(2):485-93. (Abstract)

ECB, European Chemicals Bureau 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment – Part II. Report EUR 20418 EN/2.

KemI 2012. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2011. Sveriges officiella statistik. Kemikalieinspektionen.

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03

SWECO 2009. Organiska riskämnen i lakvatten - en litteraturgenomgång och problembedömning. SWECO Environment på uppdrag av Naturvårdsverket.

Nonylfenol och Nonylfenoletoxylat

Andersson, H, Palm Cousins, A., Brorström-Lundén, E., Wickman, T., Pettersson, M., Holmström, K., Parkman, H., Fischer, S., (2012) Summary report SWEDEN Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. January 2012. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03 av följande undersökningar:

- Regional screening, 2008, Fenolära ämnen, ftalater, kvartära ammoniumföreningar, tennorganiska föreningar
- Miljöövervakning av slam, 2010
- Screening, 2010

Stormtac (<http://stormtac.com>) Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen Uploaded 2012-03-15

Sweco (2009) Organiska riskämnen i lakvatten Sweco Rapport för NV

PFOS

Andersson, H, Palm Cousins, A., Brorström-Lundén, E., Wickman, T., Pettersson, M., Holmström, K., Parkman, H., Fischer, S., (2012) Summary report SWEDEN Work package 4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea. January 2012. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Ejhed H., Magnér J., Olshammar M., Remberger M., Norström K., Lilja K., Bibi M. och Reimer K.A. 2012. Enskilda avlopp som källa till läkemedelsrester och andra kemikalier. IVL Rapport B2070.

Kaj L., Allard A., Andersson H., Hageström U., Brorström-Lundén E., Schultz L., Munne P., Nakari T., Schultz E., Fulara I., Wypych J., Manko T., Kwosek M. and Czaplicka M. (2011) WP3 National report Sweden. COHIBA Project Consortium www.cohiba-project.net/publications 2012-10-18

Kallenborn R., Berger U. och Järnberg U. 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. Tema Nord 2004:552, ISBN 92-893-1051-0

Loewen M., Halldorson T., Wang F. och Tomy G. 2005. Fluorotelomer Carboxylic Acids and PFOS in Rainwater from an Urban Center in Canada. Environ. Sci. Technol., 2005, 39 (9), pp 2944–2951

Loos R., Wollgast J., Huber T. och Hanke G. 2007. Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around Lake Maggiore in Northern Italy. Anal Bioanal Chem (2007) 387:1469–1478

Nielsen U., Fredskilde J.W.L., Madsen K.B., Rasmussen J., Rindel K., Fink N., Holten lützhøft H.C., Munne P., Sainio P., Nakari T. och Schultz E. 2010. WP3 Innovative Approaches to Chemical Controls Of Hazardous Substances Results from chemical analysis, acute and chronic toxicity tests in Case Studies. Danish National Report. <http://www.cohiba-project.net/publications> 2012-10-18

Norström K. och Viktor T. 2012. Årsrapport 2011 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS i närområdet till Stockholm Arlanda Airport och Göteborg Landvetter Airport. IVL Rapport B2060.

Screeningdatabasen, Nationellt datavärdskap, www.ivl.se, Uttag: 2012-09-03

Woldegiorgis A., Norström K., och Viktor T. 2010. Årsrapport 2009 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS i närområdet till Stockholm Arlanda Airport och Göteborg Landvetter Airport. IVL Rapport B1899.

Xiao F., Simcik M.F. och Gulliver J.S. 2011. Perfluoroalkyl acids in urban stormwater runoff: Influence of land use. *Water Research* (2011), doi:10.1016/j.watres.2011.11.029

Young C.J., Furdui V.I., Franklin J., Koerner R.M., Muir D.C.G. och Mabury S.A. 2007. Perfluorinated Acids in Arctic Snow: New Evidence for Atmospheric Formation. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, 3455-3461

Metaller

Elert M, Fanger G, Höglund L.O. och Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Groen C. (2006) Laktester för riskbedömning av förorenade områden, huvudrapport och underlagsrapport 1a. Naturvårdsverkets rapport nr 5535, 2006.

Ejhed, H., Liljeberg, M., Olshammar, M., Wallin, M., Rönnback, P., Stenström A. (2010) Bruttobelastning på vatten av metaller från punktkällor och diffusa källor – slutrapport. SMED Rapport Nr 41

Ejhed, H., Karlsson, M., Köhler, S., Malm, J., Gustavsson, H., Westerberg, I. (2012) Nettobelastning av metaller i Dalälven SMED Rapport Nr 104

Jönsson A. Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in sediments in the city-centre of Stockholm, Sweden. Origins, deposition rates and bio-availability. IVL report B 2013, November 2011.

Naturvårdsverket (2006). Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2006:1

Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning Rapport nr 5976, 2009.

Moduler för beräkning av retention av organiska ämnen i mark och vatten

Armitage JM, Schenker U, Scheringer M, Martin JW, MacLeod M, Cousins IT. Modeling the Global Fate and Transport of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Precursor Compounds in Relation to Temporal Trends in Wildlife Exposure. *Environmental Science & Technology* 2009; 43: 9274-9280.

Cousins AP, Jönsson A, Iverfeldt Å. Testing the Biotic Ligand Model for Swedish surface water conditions - a pilot study to investigate the applicability of BLM in Sweden, 2009.

Håkanson L, Jansson M. Principles of lake sedimentology. Caldwell, N.J: The Blackburn Press, 1983.

Karickhoff SW. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere 1981; 10: 833-846.

Mackay D. Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach. New York: Lewis Publishers, 2001.

Seth R, Mackay D, Muncke J. Estimating the Organic Carbon Partition Coefficient and Its Variability for Hydrophobic Chemicals. Environmental Science & Technology 1999; 33: 2390-2394.

Tolls J, Sijm D. Estimating the Properties of Surface-Active Chemicals. Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals. null. CRC Press, 2000.

USEPA. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA., 2011.

Whitman W.G. The two-film theory of gas absorption. Chem. Metal Eng. 1923; 29: 146-150.

Övriga referenser

Länsstyrelsen i Gävleborg. Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län; Rapport 2009:1.

Appendix 1. Levererade schablonhalter organiska ämnen

Definitioner av ord som förekommer i tabellerna

<i>Påverkanskälla</i>	IVLs uppdrag omfattade diffusa källor. I beskrivning av källor har i vissa fall hantering av varor eller produkter samt övrig användning inkluderats för att beskriva möjliga diffusa spridningsvägar som inte har varit möjliga att ansätta schablonhalt för.
<i>Recipient</i>	Mottagare av utsläpp från källan, i denna rapport vatten (ytvatten) eller mark.
<i>Geografisk indelning</i>	Beskrivning av vilken geografisk del schablonhalten gäller. T.ex. södra Sverige eller väg med en årsdygnstrafik >10000.
<i>Totalt utsläpp per år</i>	Anges i vissa fall för att ge en storleksordning på total utsläppsmängd (kg/år). Den anges antingen i fall där en schablonhalt inte kan sättas på grund av brist på data men där kunskap finns som visar storleksordningen på denna potentiella källa, eller i fall då källan inte är relaterad till avrinning eller areal för spridning som en diffus källa, utan kan ses som en punktkälla trots den diffusa spridningsvägen.
<i>Schablonhalt</i>	Den halt som rekommenderas som utgångspunkt för påverkansmodellen.
<i>Median, medel</i>	Halter har angetts om de har funnits i litteraturen.
<i>Max, min</i>	Min och max värden är resultat från enskilda prov i det dataset som medel och median baseras på. Det ger ofta ett mycket brett spann där extrapolering av min respektive max troligtvis ger en under- respektive överskattning av den faktiska belastningen. Dessa värden bör istället användas för att ge en bild av spridningen på resultaten som ligger till grund för schablonhalten.
<i>Detektionsfrekvens</i>	Andel av funna mätvärden där halten varit högre än detektionsgränsen.
<i>Referens</i>	Hänvisning till litteratur och databaser där halterna publicerats eller rapporter som sammanfattar tillgängliga data.
<i>SMP</i>	Svenska MiljörapporteringsPortalen. Tillståndspliktig verksamhet rapporterar sina miljörapporter via ett gränssnitt till denna databas.

Tabell 1. Levererade schablonhalter av Bensen.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Totalt utsläpp per år	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Data saknas												
Dagvatten	10 mätvärden av 15 låg under detektionsgränsen 200 ng/l. Notera att emissioner från t.ex. vägar och övrig mark fångas upp av dagvatten. En sammanvägd bedömning behövs för att undvika att samma källa tas med två gånger i beräkningarna	Vatten	Tätort		0.1	0.1		0.077	3.97	µg/l	15	20-30 %	Screeningdatabasen data fr 2008 och 2009; Stormtac Vattendirektivets 33 prioriterade ämnen
Vägar		Vatten			4			0.09	4	µg/l			Stormtac Standard concentrations for storm water and base flow Uploaded 2012-12-12
Övrig mark	Mycket osäkra data.	Vatten			0.1			0.09	4	µg/l			Stormtac Standard concentrations for storm water and base flow Uploaded 2012-12-12
Enskilda avlopp	Data saknas.	Vatten											
Lagring av bränslen mm		Vatten	Nationellt	46.332						kg/år			SMP* Summa utsläpp till vatten per bransch och ämne (kg/år) utsläppsåret 2011
Lakvatten från deponier								3	110	µg/l			Organiska ämnen i lakvatten Sweco Rapport för NV 2009
Reningsverks- slam (KARV)	Data saknas. Bensen har hög löslighet i vatten och liten förmåga att binda till sediment och jord.	Mark	Jordbruks- mark godkänd för spridning av slam										
Förorenad mark/gammal industrimark	Data saknas. Bensen har hög löslighet i vatten och liten förmåga att binda till sediment och jord.							<0.55	<0.7	ng/g ts	2	0 %	Nationell screening, 2008

*SMP = Svenska MiljörapporteringsPortalen. Tillståndspliktig verksamhet rapporterar sina miljörapporter via ett gränssnitt till denna databas.

Tabell 2. Levererade schablonhalter av DEHP.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Användningsfas en för produkter/varor innehållande DEHP	Data saknas. Material som innehåller DEHP, t.ex. kablar, kan ge upphov till emissioner. Till viss del belastar dessa dagvatten men de kan också belasta mark, den belastningen bör dock vara till djupare marklager än vad markmodulen täcker.											
Atmosfärisk deposition	Antal referenser 10, antal mätvärden okänt	Vatten/ Mark		0.31	0.31		0.11	0.77	µg/l			StormTac 20120802
Dagvatten	Antal referenser 12, antal mätvärden okänt. I filen Standard conc_stormtac_20120801.xls ges lägre värden för dagvatten väg, parkering etc., men eftersom referenser saknas rekommenderar vi att schablonhalter för atmosfärisk deposition används utanför urbana områden.	Vatten	Tätort	18.5	18.5		1	32	µg/l			StormTac 20120802
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark										
Enskilda avlopp	Data saknas.	Vatten										
Lakvatten från deponier	Tre svenska studier 1999-2003. Lägre halter i senare screening 2008 (0,6 och 3,5 µg/l, n=2). Schablonhalten medel av 24 och 346 i avsaknad av mer detaljerad data.	Vatten/ Mark		185			24	346	µg/l	>5		Sweco 2009
Reningsverks- slam (KARV)	Data för 2008-2010	Mark	Jordbruks- mark godkänd för spridning av slam	52	52	87	5.7	650	mg/kg ts	29	100 %	Screeningdatabas en, Miljöövervakning av slam 2008- 2010 samt regional screening

Tabell 3. Levererade schablonhalter av Diflufenikan.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Totalt utsläpp per år	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Jordbruk, användning av diflufenikan som växtskyddsmedel	Försåld mängd diflufenikan. Belastning på mark kan uppskattas med standardvärden 85 % till mark, 10 % till ytvatten och 5 % till luft (ECB 2003). Fördelas på ytor där höstsäd odlas vilket antagligen ger en underskattning av den lokala belastningen eftersom alla arealer av höstsäd inte besprutas med denna herbicid. Eventuellt ger användning av medianvärdet en underskattning av faktisk användning eftersom denna tycks öka under den senaste femårsperioden. Försåld mängd återspeglar inte nödvändigtvis använd mängd.	Vatten/ Mark	Höstsäd	11		11	11	9	13.6	ton/år	data för 5 år, 2007- 2011		Keml 2012
Atmosfärisk deposition	Regnmätningar, det som anges som medianvärde är säsongsdepositionen (maj-juni, sep-okt). Kan vara en underskattning om deposition sker även utanför odlingssäsongen, eller en överskattning då mätningar utfördes på rural bakgrundlokal i södra Sverige som eventuellt inte är representativ för Svensk bakgrund.	Vatten/ Mark			700	700				ng/m2 år	10-13	8-58 %/år	Kreuger m.fl 2006
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Vatten											
Enskilda avlopp	Data saknas, bör inte vara viktig källa												
Lakvatten från deponier	Data saknas, bör inte vara viktig källa												
Reningsverks- slam (KARV)	Data saknas, bör inte vara viktig källa												

Tabell 4. Levererade schablonhalter av Diklofenak.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Lakvatten från deponier		Vatten lokalt		0.0005	0.0005	0.004	0	0.02	µg/l	8	25 %	Screeningdatabasen data fr 2005
Lakvatten från jordbruksverksamhet	Svinfarm och boskapsgård. Prover tagna i lakvatten, brunnsvatten och dike.	Vatten		0.0021	0.0021	0.073	<0.001	0.25	µg/l	4	75 %	Screeningdatabasen data fr 2005
Reningsverksslam (KARV)		Mark		18	18	31.8	<3	560	µg/kg dw	65	80-85 %	Screeningdatabasen data fr 2005 och 2010
Gödsel	Svinfarm och stall. Alla värden under detektionsgränsen						<2		µg/kg dw	3	0 %	Screeningdatabasen data fr 2005
Enskilda avlopp (EA)	Beräknat länsvis baserat på data om DDD och antalet innevånare med enskilda avlopp	Vatten	Län*	0.41	0.41	0.39	0.28	0.56	g /person- ekvivalent med EA			Ejhed et al 2012

*Län = det finns en geografisk fördelning av halt Diklofenak i enskilda avlopp vilken baseras på statistik över försålda dagliga dygnsdoser per län fördelad på boende med enskilda avlopp per län i Ejhed m.fl. (2012). Halten i denna tabell är median för Sverige.

Tabell 5. Levererade schablonhalter av Dioxiner.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal prov	Detektions- frekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Dioxiner/furaner. Baseras på data från två stationer för åren 2009-2011. Från varje station tas 4 månadsprover/år. I de fall koncentrationen av enskilda dioxiner/furaner legat under detektionsgränsen har halva detektionsgränsen använts i beräkningarna.	Vatten / Mark	Nationellt	0.26	0.26	0.24	0.18	0.42	mg/km2 och år (TEQ(2005) WHO)	24		Luftdatabasen, ivl.se
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark										
Läckage från impregnerade träprodukter	Mellan 0,4 och 3,7 kg I-TEQ bedöms finnas kvar i impregnerade träprodukter i Sverige		Främst i södra Sverige									NV rapport nr 5911
Lakvatten från deponi		Vatten lokalt					0.5	0.62	pg/l (TEQ(1998) WHO)	1 landfill		COHIBA Andersson et al år 2012
Reningsverksslam (KARV)	Miljöövervakning av slam 2008, 2009 och 2010. Data från åtta (år 2010 ingick nio st) svenska reningsverk. Se avsnitt 2.2.5 för detaljer.	Jordbruks- mark som tar emot slam		4.70	4.70	4.70	3	6	pg/kg TS (TEQ(2006) WHO)	25 samlings- prov		Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsve- rk 2008, 2009, 2010, Umeå Universitet

Tabell 6. Levererade schablonhalter av Fluoranten.

Påverkanskälla	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Geografisk ind enhet	Schablonhalt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektionsfrekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Baseras på årsdeposition från 4 stationer för åren 2009-2011, 12 månader per år utom 1 saknad månad.	Vatten/ Mark	Nationellt		7100	7100	5900	1500	15000	ng/m ² år	131	94 %	Luftdatabasen, ivl.se
Dagvatten	Antal referenser 9, antal mätvärden okänt. Ytterligare data i screeningdatabasen; detektionsfrek 17 % och rapporteringsgräns 0,1 µg/l.	Vatten	Tätort		0.135	0.135		0.008	1	µg/l			StormTac 20120802
Vägar		Vatten	1000-5000	ÅDT	0.008					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	10000-15000	ÅDT	0.12					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	25000	ÅDT	0.16					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	50000	ÅDT	0.16					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	75000	ÅDT	0.3					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	100000	ÅDT	0.3					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Vägar		Vatten	150000	ÅDT	0.5					µg/l			StormTac Standard conc stormtac 20120801
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark											
Enskilda avlopp	Data saknas. Använd schablonhalter för reningsverk per personekvivalent	Vatten											
Lakvatten från deponier	Schablonhalt baserad på min och max i avsaknad av hela datasetet.	Vatten/ Mark			3.5			1	6	µg/l	3		Ref i Sweco 2009 (Paxéus 2000)
Reningsverksslam (KARV)	Hela datasetet sträcker sig till 1995-2001 och 2008-2009, men med stor variation varför data från de senaste åren valdes.	Mark			0.34	0.34	0.34	0.29	0.39	mg/kg ts	2	100 %	Screeningdatabasen, Nationell screening, 2008, Oavsiktligt bildade ämnen

Tabell 7. Levererade schablonhalter av HBCDD.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Baseras på årsdeposition från 2 stationer för åren 2009-2010, 12 månader per år. Detektionsfrekvensen är baserad på månadsvärden.	Vatten/ Mark		34	34	38	9	52	ng/m ² år	48	21 %	Luftdatabasen, ivl.se
Dagvatten	Nielsen m.fl. 2010 mätte HBCDD i dagvatten. Halten var under detektionsgränsen i alla prov. Resultaten togs inte med pga. relativt hög detektionsgräns. OBS att schablonhalten är högre än för lakvatten, en indikation på att den kan vara överskattad.	Vatten	Urbana områden	1	1	1.6	<1	4.2	ng/l	6	83 %	Screeningdatabasen, Nationell screening, 2009, Dechlorane Plus; Kaj m.fl. 2011
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark										
Enskilda avlopp	Data saknas. Använd schablonhalter för reningsverk per personekvivalent	Vatten										
Lakvatten från deponier		Vatten/ Mark		0.5	0.5	5.2	<1	60	ng/l	15	20 %	Kaj m.fl. 2011, Sweco 2009, Andersson m.fl. 2012 (baserat på IVL Rapport B 1748 och B1544)
Reningsverksslam (KARV)	Ytterligare data finns från ReVaq och de Wit men dessa bedömdes inte som relevanta att ta med eftersom de data nu är relativt daterade.	Mark	Jordbruk, skogs- bruk etc.	24	24	73	<10	260	ng/g ts	5	80 %	Screeningdatabasen, www-ivl.se; data från screening 2009; COHIBA, Andersson m.fl. 2012
Läckage från byggnadsmaterial	Utsläpp till luft inomhus och utomhus. Bör främst belasta avloppsvatten och dagvatten.		Urbana områden									Andersson et al. 2011
Rivning av byggnader	Har tidigare bedömts som en potentiellt viktig källa med utsläpp mellan 0 och 4 kg per år till ytvatten (se t.ex. Andersson m.fl. 2012, där finns också detaljerade EF), främst partikulära emissioner. Bör belasta dagvatten i första hand.		Urbana områden									Andersson et al. 2012

Tabell 8. Levererade schablonhalter av HCB.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Dagvatten	I filen Standard conc_stormtac_20120801.xls ges högre värde för industriområde. Data baseras på fem referenser. Antal mätvärden är okänt. Notera att atmosfärisk deposition fångas upp av dagvatten. En sammanvägd bedömning behövs för att undvika att samma källa tas med två gånger i beräkningarna.	Vatten		0.043	0.043		0.029	0.104	µg/l			StormTac 20120802
Reningsverksslam slam (KARV), jordförbättring	Baseras data för ARV i nationella miljöövervakningen (+1 screening). Endast data för 2008-2010 användes.	Mark		3.9	3.9	5.3	1.2	20	ng/g ts	30	100 %	Screeningdatabasen, ivl.se
Enskilda avlopp	Data saknas. Använd schablonhalter för reningsverk per personekvivalent	Vatten										
Atmosfärisk deposition	Baseras på årsdeposition från 3 stationer för åren 2009-2011	Vatten		34	34	39	21	57	mg/km2 år	9	100 %	Luftdatabasen, ivl.se
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark										
Lakvatten från deponier	Data saknas.	Vatten/ Mark										
Konsumentanvändning av produkter innehållande HCB	Har hittats i fyrverkerier som sålts på den svenska marknaden (halt mer än 2000 milligram hexaklorbensin per kilo färgämne)											http://www.kemi.se/sv/Innehall/Nyheter/Forbjudet-amne-i-fyrverkerier/

Tabell 9. Levererade schablonhalter av Isoproturon.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Totalt utsläpp per år	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Baseras på årsdeposition från 1 station för åren 2009-2011, 12 månader per år. Detektionsfrekvensen är baserad på månadsvärden. Rapporteringsgränsen för 2009 och 2010 ansattes till 2011 års rapporteringsgräns.	Vatten/ Mark	Nationell bakgrund		3.7	3.7	7.2	3.6	14	ng/m2 år	36	11 %	Luftdatabasen, www.ivl.se
Dagvatten	I Stormtac 20120801 ges också data för dagvattenhalter. Dock saknas referenser till data i Stormtac.	Vatten	Urbana områden		0.01705	0.01705		0.0001	0.034	nd	4		StormTac20120802
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark											
Enskilda avlopp	Enskilda avlopp från hushåll bör inte utgöra en viktig källa till isoproturon. Detta stöds av att halten både i utgående vatten och i slam från reningsverk var under rapporteringsgränsen i en svensk screeningundersökning (Screeningdatabasen; slam, n=6, rapporteringsgräns 0,01 mg/kg torrs substans; utgående vatten, n=6, rapporteringsgräns 0,01 µg/l).												
Jordbruk, användning av isoproturon som växtskyddsm edel	Försåld mängd isoproturon. Belastning på mark kan uppskattas med standardvärden 85 % till mark, 10 % till ytvatten och 5 % till luft (ECB 2003). Fördelas på ytor där de listade sädeslagen odlas, vilket kan ge en underskattning av den lokala belastningen eftersom alla arealer av höstsäd inte besprutas med denna herbicid. Eventuellt ger användning av medianvärdet en underskattning av faktisk användning eftersom denna tycks öka under den senaste femårsperioden. Försåld mängd återspeglar inte nödvändigtvis använd mängd.	Vatten/ Mark	höstvet e, höstkorn, råg, rågvete, vårvet e och vårkorn	45		45	42	34	47	ton/år	data för 5 år, 2007- 2011	ej relev ant	KemI 2012
Lakvatten deponier	Rapporteringsgränsen är inte känd så schablonhalten uppskattas till halva den uppmätta halten i det ena provet.	Vatten/ Mark			0.65			<DL	1.3	µg/l	2	50 %	Sweco 2009 (ingår bara Baun m.fl. 2004)
Reningsverks slam (KARV), jordförbättring	Isoproturon har mätts i slam från avloppsreningsverk i en screeningundersökning. Halten var i alla prov under rapporteringsgränsen (0,01 mg/kg torrs substans, n=6), proven var tagna på två svenska reningsverk (IVL screeningdatabasen). Ingen schablonhalt tas fram.	Mark	Jordbruk, skogs- bruk mm.										

Tabell 10. Levererade schablonhalter av Nonylfenol/nonylfenoletoxylat.

Påverkans älla	Kommentar från IVL	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektionsf- rekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Har hittills inte kunnat påvisas i nationella depositionsprover inom Miljöövervakningen	Vatten/ Mark	Nationell									
Dagvatten - Nonylfenol	Emissioner från betong och målade ytor kan ingå i dagvatten. En sammanvägd bedömning behövs för att undvika att samma källa beräknas två gånger.	Vatten	Nationell	1.3	1.3		0.3	5.8	µg/l	10		Stormtac
Läckage av nonylfenol från betong		Vatten/ Mark	Nationell	0.26			0.21	0.31	g per capita			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Läckage av nonylfenol etoxylat från betong		Vatten/ Mark	Nationell	0.2					mg/m2 (yta avbetong) och år			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Träimpregneringsmedel - Nonylfenol etoxylat	Nonylfenol etoxylat - Data saknas	Vatten/ Mark	Nationell									Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Byggindustri - bind- och tättningsmedel - Nonylfenoletoxylat		Vatten/ Mark	Nationell	0,01kg/kg använd mängd nonylfenoletoxylat								Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Emmissioner från fordon (plast, färger, kemikalier etc) - Nonylfenol och nonylfenol etoxylat		Vatten/ Mark	Nationell	0.14					µg/framförd km			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Enskilda avlopp, Hygienprodukter och kosmetika	Nonylfenolekvivaletter	Vatten	Nationell	4			0.26	7.8	mg / innevånare och år			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Enskilda avlopp, Textilier	NP equ - Nonylfenolekvivaletter för Nonylfenol och Nonylfenoletoxylat. Baseras på antagandet att 50 % av importerad textil kan innehålla NPE.	Vatten	Nationell	0.75			0.45	1.05	NP equ /innevånare			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Lakvatten från deponier nonylfenol	Antalet referenser 3, antal mätvärden okänt	Vatten	Nationell	12			3	22		3		Ref i Organiska ämnen i lakvatten Sweco Rapport för NV 2009
Lakvatten från deponier nonylfenoletoxylat	Antalet referenser 3, antal mätvärden okänt	Vatten	Nationell	5			3	8		3		Ref i Organiska ämnen i lakvatten Sweco Rapport för NV 2009

Påverkanskälla	Kommentar från IVL	Recipient	Geografisk indelning	Schablonhalt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektionsrekvens	Referens
Parkeringsplatser - Nonylfenol och nonylfenol etoxylat		Vatten/M ark		0.002					mg/m2 parkerings-plats och år			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Pesticider - Nonylfenol etoxylate	Relevansen av denna källa bör bedömas lokalt. Koncentrationer ≥ 0.1 vikt % av NP och NPE är förbjudet sedan 2005 (Direktiv 2003/53/EC) med undantag för redan befintliga tillstånd.	Vatten/M ark	Nationell				50	200	g/ha			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
PVC	1.5 cm PCV yta innehållande 0.2 % nonylfenol och/eller nonylfenol etoxylate	Vatten/M ark	Nationell	2.78					ng/m2			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Biltvätt - Nonylfenol och nonylfenol etoxylat		Vatten/M ark	Nationell	0.1					mg/bil och tvätt tillfälle			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Målade och lackade ytor - Nonylfenol och nonylfenol etoxylat		Vatten/M ark	Nationell	380					ng/m2 (målade yta) och år			Ref i COHIBA Andersson et al 2012
Reningsverksslam (KARV) Nonylfenol	Data från 2008 och 2010	Jordbruks mark godkänd för spridning av slam	Nationell	3.35	3.35	4.9	<0.07	18	mg/kg dw	52	96 %	Screeningdatabasen: Regional screening, 2008; Miljöövervakning av slam 2010; Screening 2010
Reningsverksslam (KARV) Nonylfenol etoxylat	Data från 2008	Jordbruks mark godkänd för spridning av slam	Nationell	1.1	1.1	3.7	<0.1	14	mg/kg dw	66	82 %	Screeningdatabasen: Regional screening, 2008

Tabell 11. Levererade schablonhalter av PFOS.

Påverkans- källa	Kommentar	Recipient	Geografisk indelning	Schablon- halt	Median	Medel	Min	Max	Enhet	Antal mätvärden	Detektions- frekvens	Referens
Atmosfärisk deposition	Data finns från fler mätningar, bland annat från miljöövervakningen, dessa data från en screening 2005, användes i en ansats att försöka ta fram en schablonhalt representativ för Sverige generellt. Schablonhalten är en mycket grov uppskattning.	Vatten/Mark		0.47	0.47	0.54	0.22	0.96	ng/l	3	100 %	Woldegiorgis m.fl. 2006
Dagvatten	Vägar, parkeringsytor, industriområde	Vatten	Tätort, Ej landsvägsnätet	2.5	2.5	140	<3	420	ng/l	5	60 %	Nielsen m.fl. 2010; Kaj m.fl. 2011
Övrig mark	Data saknas. Använd schablonhalter för atmosfärisk deposition.	Mark										
Enskilda avlopp	Data saknas. Använd schablonhalter för reningsverk per personekvivalent	Vatten/Mark										
Konsumentanvändning av produkter innehållande PFOS	Diffus spridning från konsumentprodukter innehållande PFOS täcks till viss del in av schablonhalter för dagvatten, deponier och utsläpp från KARV. Övriga emissioner, till mark och ytvatten, bedömdes inte vara betydande i sammanhanget.	Vatten/Mark										
Lakvatten från deponier		Vatten/Mark		460	460	710	32	1500	ng/l	6	100 %	Screeningdatabasen; Kaj m.fl. 2011
Reningsverksslam slam (KARV), jordförbättring	Data från 2010, miljöövervakning av PFOS i slam finns rapporterat från 2004.	Mark	Slam för jordförbättring	11	11	12	4.1	24	ng/g ts	10	100 %	Screeningdatabasen, Miljöövervakning av slam 2010
Transport och infrastruktur - flygplatser	Utsläpp med hydrauloljor från flygplan och avisningsmedel som används på flygplatser bedömdes inte som en betydande källa och schablonhalt har inte tagits fram.											

			Pb			Cu			Cd			Ni			Zn			Hg				
Väg 9	100000	Årsdygns trafik (ÅDT)	93	5	138	191	22	276	0.97	0.27	1.32	44	4	64	1370	60	2040	80 ¹	80	80	µg/l	stormtac v 20120801
Väg 10	150000	Årsdygns trafik (ÅDT)	138	5	138	276	22	276	1.32	0.27	1.32	64	4	64	2040	60	2040	80 ¹	80	80	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Parkering		30	11	50	40	25	50	0.5	0.2	1	4 ¹	1 ¹	7 ¹	140	50	230	50 ¹	50	200	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Villaområde		10	2	50	20	12	60	0.5	0.3	1	6	2	11	80	50	200	15 ¹	15	200	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Radhusområde		12	6	55	25	12	80	0.6	0.3	1.2	7	5	20	85	60	200	20 ¹	20	300	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Flerfamiljshusområde		15	8	75	30	12	315	0.7	0.3	1.5	9	5	20	100	73	350	25 ¹	25	400	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Fritidshusområde		5	2	50	20 ¹	5 ¹	60 ¹	0.5	0.15	1	5 ¹	2 ¹	15 ¹	80	40	150	15 ¹	15	200	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Koloniområde		5	2	50	15	5	30	0.2	0.03	0.2	1	0.4	3	50	10	100	12 ¹	10	100	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Centrumområde		20	10	230	22	17	60	1.0	0.5	2	9	5	20	140	60	400	50 ¹	50	400	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Industriområde		30	20	300	45 ¹	20 ¹	130 ¹	1.5	0.5	3	16 ¹	5 ¹	30 ¹	270	130	600	70 ¹	70	500	µg/l	stormtac v 20120801
Dagvatten tätort	Parkmark		6.0	1	50	15	5	50	0.3	0.1	0.8	2 ¹	0.08 ¹	5 ¹	25	10	40	20 ¹	10	200	µg/l	stormtac v 20120801
Skogsmark	ekoreg 1 ²	NFS 2006:1	0.05			0.31 ³			0.01			0.20 ³			1.04			1.20			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 2	NFS 2006:1	0.21			0.26 ³			0.01			0.21 ³			2.05			2.37 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 3	NFS 2006:1	0.25			0.47 ³			0.01			0.28 ³			2.84			3.75 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 4	NFS 2006:1	0.59			0.71 ³			0.03			0.72 ³			5.98			5.67 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 5	NFS 2006:1	0.52			0.55			0.07			0.57			8.35			2.80 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 6	NFS 2006:1	0.46			1.43			0.03			0.56			5.85			3.16 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010
Skogsmark	ekoreg 7	NFS 2006:1	0.47			0.44			0.05			0.40			3.48			3.29 ⁴			µg/l	smed rapport 41 2010

			Pb	Cu	Cd	Ni	Zn	Hg		
Jordbruksmark ⁵			0.46	3.17	0.01	3.52	4.03	1.90		smed rapport 41 2010
Deposition ⁶			1.4 1 20	2.3 2 25	0.09 0.03 0.3	0.60 0.10 0.90	8.5 6 20	17 4.3 20	µg/l	stormtac v 20120801
Övrig mark	ekoreg 1 ⁷	NFS 2006:1	0.05	0.31	0.01	0.20	1.04	1.20	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 2	NFS 2006:1	0.05	0.31 ³	0.01	0.20 ³	1.04	1.20 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 3	NFS 2006:1	0.16	0.50 ³	0.01	0.24 ³	2.08	2.39 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 4	NFS 2006:1	0.48	1.78 ³	0.02	1.20 ³	4.16	4.14 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 5	NFS 2006:1	0.39	0.74	0.05	1.00	11.0 0	2.62 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 6	NFS 2006:1	0.43	1.15	0.01	0.58	3.93	2.70 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Övrig mark	ekoreg 7	NFS 2006:1	0.15	0.57	0.01	0.49	3.10	3.27 ⁴	µg/l	smed rapport 41 2010
Enskilda avlopp	slamavskiljare		418	3513	19.8 9	560	8100	16	mg/p e, år	smed rapport 41 2010, utgående avloppsvatten
Enskilda avlopp	Markbädd		418	3513	19.8 9	560	8100	16	mg/p e, år	smed rapport 41 2010, utgående avloppsvatten
Enskilda avlopp	Infiltrationsbädd		418	3513	19.8 9	560	8100	16	mg/p e, år	smed rapport 41 2010, utgående avloppsvatten
Enskilda avlopp	minireningsverk		88	548	8.84	517	1262	7	mg/p e, år	smed rapport 41 2010, utgående avloppsvatten

1. Mycket osäker data
2. Vattendragsdata saknas i ekoreg 1. Övrig mark schablonhalt från ekoregion 2
3. Resultat blev något låga för Cu och Ni i SMED rapport nr 41. Ev för låg typhalt
4. Baseras på ett samband med TOC halt.
5. Baseras på mätning i vattendrag med dominerande jordbruksmark i avrinningsområdet
6. Finns även depositions kartor på IVL
7. Vattendragsdata saknas i ekoreg 1. Övrig mark schablonhalt från ekoregion 2 har ansatts både skogsmark och övrig mark i ekoreg 1.